

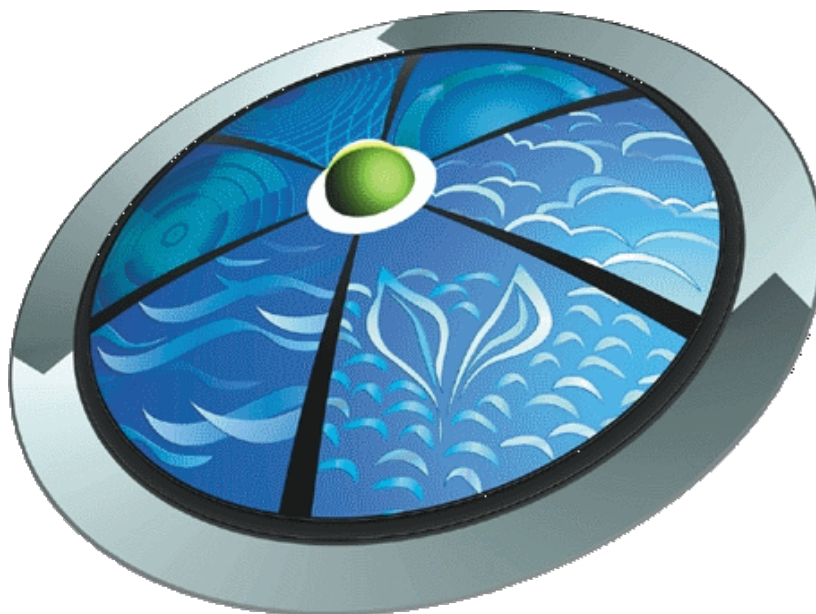
Magyarország célba ér



Készült  
a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 azonosítójú  
„A Felsőoktatás szerkezeti és tartalmi fejlesztése”  
című pályázat keretében.  
Konzorciumvezető: Pannon Egyetem



## Környezetmérnöki Tudástár Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre



3. kötet

# Talajvédelem, talajtan

Szerkesztő: Dr. Füleky György

Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet

**Magyarország célba ér**



Készült

a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 azonosítójú  
„A Felsőoktatás szerkezeti és tartalmi fejlesztése”  
című pályázat keretében.



Konzorciumvezető: Pannon Egyetem

# Környezetmérnöki Tudástár

Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre

## 3. kötet

# Talajvédelem, talajtan

Szerkesztő: Dr. Fülekgy György

Szerzők:

Dr. Bidló András

Dr. Bíró Borbála

Csákiné Dr. Tombácz Etelka

Dr. Fülekgy György

Kristófné Dr. Horváth Erzsébet

Dr. Michéli Erika

Dr. Pápay László

Tóthné Dr. Farsang Andrea

ISBN: 978-615-5044-28-1

2. bővített kiadás – 2011

Első kiadás: 2008

Veszprém

Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet

# Környezetmérnöki Tudástár

eddig megjelent kötetei

01. Környezetföldtan
02. Környezetgazdálkodás
03. Talajvédelem, talajtan
04. Egészségvédelem
05. Környezeti analitika
06. Környezetvédelmi műszaki technológiák, technológiai rendszerek modellezése, ipari technológiák és szennyezéseik
07. Környezettan
08. Földünk állapota
09. Környezeti kémia
10. Vízgazdálkodás-Szennyvíztisztítás
11. Levegőtisztaság-védelem
12. Hulladékgazdálkodás
13. Zaj- és rezgésvédelem
14. Sugárvédelem
15. Természet- és tájvédelem
16. Környezetinformatika
17. Környezetállapot-értékelés, Magyarország környezeti állapota, monitorozás
18. Környezetmenedzsment rendszerek
19. Hulladékgazdálkodás II.
20. Környezetmenedzsment és a környezetjog
21. Környezetvédelmi energetika
22. Transzportfolyamatok a környezetvédelemben
23. Környezetinformatika II.
24. Talajtan és talajökológia
25. Rezgési spektroszkópia

## Felhasználási feltételek:

Az anyag a Creative Commons „Nevezd meg!-Ne add el!-Így add tovább!” 2.5 Magyarország Licenc feltételeinek megfelelően szabadon felhasználható.



**Nevezd meg!** — A szerző vagy a jogosult által meghatározott módon fel kell tüntetned a műhöz kapcsolódó információkat (pl. a szerző nevét vagy álnévét, a Mű címét).



**Ne add el!** — Ezt a művet nem használhatod fel kereskedelmi célokra.



**Így add tovább!** — Ha megváltoztatod, átalakítod, feldolgozod ezt a művet, az így létrejött alkotást csak a jelenlegivel megegyező licenc alatt terjesztheted.

További felhasználás esetén feltétlenül hivatkozni kell arra, hogy

"Az anyag a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 téma keretében készült a Pannon Egyetemen."

Részletes információk a következő címen találhatóak:

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/2.5/hu/>

## Tartalom

<b>1. Talajtani alapismeretek.....</b>	<b>9</b>
<b>1.1. A talaj fogalma .....</b>	<b>10</b>
1.1.1. A talaj funkciói.....	10
1.1.2. A talaj felépítése, a talaj szelvény .....	10
<b>1.2. A talajok képződése .....</b>	<b>13</b>
1.2.1. A talajképző tényezők .....	13
1.2.2. A talajképződést meghatározó legfontosabb folyamatok .....	13
<b>1.3. Hazánk talajosztályozási rendszerének főtípusai .....</b>	<b>17</b>
1.3.1. Talajaink hazai osztályozása .....	17
1.3.2. Váztalajok .....	17
1.3.3. Kőzethatású talajok .....	17
1.3.4. Barna erdőtalajok .....	18
1.3.5. Mezőségi talajok .....	18
1.3.6. Szikes talajok .....	18
1.3.7. Réti talajok .....	18
1.3.8. Láptalajok .....	19
1.3.9. Folyóvizek, tavak üledékeinek és a lejtők hordalékainak talajai .....	19
1.3.10. A talajok nemzetközi osztályozása .....	22
<b>1.4. A talaj ásványi összetevői .....</b>	<b>24</b>
1.4.1. A talajalkotó ásványok csoportosítása, jellemzésük .....	24
1.4.2. Szilikátok.....	25
1.4.3. Oxidok és rokon vegyületek .....	38
1.4.4. Karbonátok.....	39
1.4.5. Foszfátok.....	40
1.4.6. Szulfidok, szulfátok.....	40
1.4.7. Kloridok, borátok, nitrátok .....	41
<b>1.5. A talaj kémiai tulajdonságai.....</b>	<b>42</b>
1.5.1. A talaj szerves anyaga .....	42
1.5.2. A humusz szerepe a talajban.....	48
1.5.3. Kolloidok a talajban.....	50
1.5.4. A talaj savanyúsága és lúgossága .....	57
1.5.5. Redoxi folyamatok a talajban.....	60
1.5.6. Tápelem- és toxikuselem-lekötő képesség .....	63
<b>1.6. A talaj tápelem szolgáltatása .....</b>	<b>65</b>
1.6.1. Tápanyagfelvétel a talajból .....	67
1.6.2. Elemkörforgalmak .....	70
<b>1.7. A talaj fizikai tulajdonságai .....</b>	<b>72</b>
1.7.1. Szemcseösszetétel.....	72
1.7.2. Talaj szerkezete, aggregátumok .....	73
1.7.3. A talaj térfogattömege, sűrűsége.....	76
1.7.4. A talaj vízgazdálkodása, pF.....	77
1.7.5. A talaj levegő gazdálkodása .....	80
1.7.6. A talaj hógazdálkodása.....	80
1.7.7. A talaj színe .....	81
<b>1.8. A talajok biológiai állapota .....</b>	<b>82</b>
1.8.1. A magasabb-rendű növények és állatok szerepe .....	87
1.8.2. A talajmikroszervezetek és tevékenységük.....	87

1.8.3.	A talajok termékenysége.....	88
<b>2.</b>	<b>Talajtani gyakorlatok .....</b>	<b>93</b>
<b>2.1.</b>	<b>Talajvizsgálatok célja .....</b>	<b>94</b>
<b>2.2.</b>	<b>Helyszíni talajvizsgálatok .....</b>	<b>95</b>
2.2.1.	A talajszelvény helyszíni leírása.....	95
2.2.2.	Talajmintavétel.....	100
2.2.3.	Talajminták előkészítése, laboratóriumi vizsgálata.....	102
<b>2.3.</b>	<b>Talajfizikai vizsgálatok .....</b>	<b>104</b>
2.3.1.	Mechanikai összetétel meghatározása .....	104
2.3.2.	Arany-féle kötöttségi szám meghatározása .....	108
2.3.3.	A talaj higroszkóposságának meghatározása .....	108
2.3.4.	A talaj sűrűségének és térfogattömegének meghatározása, valamint az összporozitás számítása 109	
2.3.5.	A pórustérfogat meghatározása.....	110
2.3.6.	A talaj nedvességtartalmának meghatározása .....	111
2.3.7.	A pF görbe meghatározása.....	113
2.3.8.	A talajok kapilláris vízemelő képességének vizsgálata .....	114
2.3.9.	Víznyelő és vízáteresztő képesség mérése.....	114
2.3.10.	Talajok víznyelő és vízáteresztő képességének mérése .....	115
<b>2.4.</b>	<b>Talajok kémiai vizsgálata .....</b>	<b>116</b>
2.4.1.	A talajok kémhatásának meghatározása.....	116
2.4.2.	A talajok mésztartalmának meghatározása .....	118
2.4.3.	A talaj savanyúságának meghatározása .....	119
2.4.4.	A talajok kationcsere kapacitásának (T-érték) és a kicserélhető kationoknak a meghatározása... 121	
2.4.5.	Szikes talajok vizsgálata.....	124
2.4.6.	A talaj szerves-anyag tartalmának meghatározása .....	126
2.4.7.	A talaj ásványi nitrogéntartalmának meghatározása .....	128
2.4.8.	A talaj ammónium-laktátos-oldható P- és K-tartalmának meghatározása .....	129
2.4.9.	Vizes kivonat készítése .....	131
2.4.10.	Telítési talajkivonat készítése .....	132
2.4.11.	A vízben oldható anionok és kationok meghatározása .....	132
2.4.12.	A karbonát- és hidrokarbonát-ionok meghatározása .....	132
2.4.13.	A kloridion meghatározása .....	133
2.4.14.	A szulfátion meghatározása .....	133
2.4.15.	A vízben oldható kationok meghatározása .....	133
2.4.16.	Kalciumion meghatározása .....	134
2.4.17.	Nátriumion meghatározása .....	134
2.4.18.	Káliumion meghatározása .....	134
2.4.19.	Vezetőképesség meghatározása .....	134
<b>3.</b>	<b>Talajvédelem.....</b>	<b>136</b>
<b>3.1.</b>	<b>Talajvédelem tízparancsolata: .....</b>	<b>137</b>
<b>3.2.</b>	<b>Emberi tevékenység hatása a talajra .....</b>	<b>138</b>
3.2.1.	Talajművelés, talajhasználat talajtani hatásai (talajtömörödés, talajkeverés, forgatás) .....	138
3.2.2.	Vízháztartás szabályozása, vízrendezés .....	142
3.2.3.	Melioráció, rekultiváció.....	145
3.2.4.	Szennyvizek, szennyvíziszapok és hígtrágyák elhelyezése a talajokon.....	146
<b>3.3.</b>	<b>Talajtermékenységet csökkentő talajhibák és javításuk .....</b>	<b>151</b>
3.3.1.	Vízhiány .....	151
3.3.2.	Az öntözés káros hatásai .....	152
3.3.3.	Túl tömött talaj.....	152
3.3.4.	Túl laza talaj.....	152

3.3.5.	Fölösleges víz.....	152
3.3.6.	Túlzott savanyúság.....	153
3.3.7.	Szikesedés.....	153
3.3.8.	Túlzott sótartalom.....	154
3.3.9.	Talajoltás.....	154
3.3.10.	Talajfertőtlenítés.....	154
3.3.11.	Talajerózió.....	155
3.3.12.	Talajszennyezés.....	156
<b>3.4.</b>	<b>A tápanyag-gazdálkodás talajvédelmi vonatkozásai.....</b>	<b>157</b>
3.4.1.	A nitrogén és a környezet.....	157
3.4.2.	A foszfor és a környezet.....	160
3.4.3.	Kálium és a környezet.....	161
<b>3.5.</b>	<b>Földértékelés, talajminősítés.....</b>	<b>163</b>
3.5.1.	A TIM létrehozása, célja.....	166
3.5.2.	A TIM felépítése.....	167
3.5.3.	A TIM program keretében végzett vizsgálatok.....	168
3.5.4.	A TIM működtetése.....	168
<b>3.6.</b>	<b>Talajvédelmi számítási feladatok.....</b>	<b>171</b>
<b>4.</b>	<b>Talajszennyezés és tisztítás.....</b>	<b>174</b>
<b>4.1.</b>	<b>Szennyezés-talaj kölcsönhatás.....</b>	<b>175</b>
4.1.1.	A szennyeződések megkötődése a talajok szilárd fázisán.....	175
4.1.2.	A szennyezések megkötésére alkalmas szerves és szervesetlen felületi aktívhelyek a talaj részecskéken.....	176
<b>4.2.</b>	<b>A hasznos mikroszervezetek irányított alkalmazásai a talajtisztításban.....</b>	<b>179</b>
4.2.1.	A biotechnológiailag fontos mikroorganizmusok kinyerése és teljesítőképességük fokozási lehetőségei.....	179
4.2.2.	A mikroorganizmusok előfordulása, kitenyésztésük lehetőségei.....	180
4.2.3.	A mikrobiális monitorozás módszerei.....	183
<b>4.3.</b>	<b>A talajszennyezők fajtái és az általuk okozott károsodások.....</b>	<b>186</b>
4.3.1.	A szennyezők csoportosítása. Dózis és toxicitás.....	186
4.3.2.	A toxicitás problémája és a határkoncentrációk megállapítása.....	187
4.3.3.	A talajt potenciálisan szennyező anyagok általános áttekintése.....	188
4.3.4.	Városi talajok környezeti kockázata, a szennyezés forrásai.....	194
<b>4.4.</b>	<b>Szennyezés terjedése, a talaj- és talajvíz védelemmel kapcsolatos feladatok.....</b>	<b>197</b>
4.4.1.	A szennyezés terjedését befolyásoló tényezők.....	197
4.4.2.	A szerves szennyezők sorsa a talajban.....	205
4.4.3.	Szervesetlen szennyezők sorsa a talajban.....	206
<b>5.</b>	<b>A felszín alatti vizek szennyező forrásai.....</b>	<b>209</b>
<b>5.1.</b>	<b>Források.....</b>	<b>210</b>
5.1.1.	A nem megfelelően kialakított hulladék lerakók szennyező hatása.....	210
5.1.2.	Veszélyes anyagok.....	213
5.1.3.	A szennyvíztározók szennyező hatásai.....	213
5.1.4.	A mezőgazdaság talaj és talajvíz szennyező hatásai.....	214
5.1.5.	Ásványolaj termékek szennyező hatásai.....	215
<b>5.2.</b>	<b>A vízbázisok védelme.....</b>	<b>216</b>
5.2.1.	Védőterületek.....	216
5.2.2.	A felszín alatti vizek (talajvíz) védelme, monitoring rendszer.....	216
5.2.3.	A talajvíz védelmének módjai.....	217
5.2.4.	Szennyvizek elhelyezése a talajban.....	219

<b>6.</b>	<b>A talajtisztítás műszaki módszerei .....</b>	<b>221</b>
6.1.	A szennyezett területek feltárásának alapelvei.....	222
6.2.	A kárelhárítás módszerei a beavatkozás célja szerint.....	226
6.3.	A talajtisztítás során alkalmazott technológiák alapelv szerint csoportosítása.....	228
6.3.1.	A pneumatikus eljárások .....	228
6.3.2.	Talajmosás (extrakció).....	229
6.3.3.	Termikus eljárások .....	230
6.3.4.	Egyéb katalitikus elven működő kémiai eljárások (elektrokémiai és UV oxidációs eljárások) .....	234
6.3.5.	Biológiai eljárások .....	236
<b>7.</b>	<b>Olajkárok elhárítása.....</b>	<b>247</b>
7.1.	Az olajszennyezés hatásai.....	248
7.2.	Az olaj mozgása a talajban.....	251
7.3.	Az olajszennyezésekkel kapcsolatos műszaki teendők .....	257
7.3.1.	Lokalizációs eljárások .....	258
7.3.2.	Részleges mentesítés .....	259
<b>8.</b>	<b>Talajszennyezettségi számítási feladatok.....</b>	<b>262</b>
<b>9.</b>	<b>Irodalom .....</b>	<b>273</b>
<b>10.</b>	<b>Ábrajegyzék.....</b>	<b>275</b>
<b>11.</b>	<b>Táblázatjegyzék.....</b>	<b>277</b>



## **1. TALAJTANI ALAPISMERETEK**

## 1.1. A talaj fogalma

A talaj a Föld legkülső szilárd burka, amely a növények termőhelyéül szolgál. Alapvető tulajdonsága a termékenysége, vagyis az a képesség, hogy kellő időben és a szükséges mennyiségben képes ellátni a rajta élő növényzetet vízzel és tápanyaggal, és így lehetővé teszi az elsődleges biomassza megtermelését.

A talaj egyben a természeti környezet része, mely biztosítja az anyagok biológiai körforgását. Mint a környezet része fogadja a földfelszínre érkező energia- és anyagáramlásokat; részben tárolja, részben átalakítja azokat. A termőföld természeti erőforrás, amely az élővilággal szoros kapcsolatban és kölcsönhatásban megújul, ha az anyagok körforgása zavartalan. Ha azonban az anyagforgalomban fennakadás van, vagy a talaj megsemmisül, mint erőforrás meg nem újítható. A Föld felszínén a pedoszféra,- a talajképződés által vezényelt földkéreg-, szoros kapcsolatban van a litoszférával, a bioszférával, és az atmoszférával.

Mint termelőeszköz, a talaj termékenységevel alapot ad a növénytermesztésnek és tárgya mindazon tevékenységeknek, amelyek a nagyobb és biztosabb termések elérését célozzák. Ezek a beavatkozások, mint a talajművelés, a trágyázás, a vegyszeres gyomirtás, az öntözés, a talajjavítás, mind a talaj tevőleges közreműködésével érik el hatásukat. Közben a talaj maga is változik és e változások lehetnek időlegesek vagy tartósak, illetve kedvezők vagy kedvezőtlenek. Mind a kedvező, mind a kedvezőtlen hatások befolyással vannak nem csak a talajra, hanem a természeti, valamint művi környezet egyéb elemeire, ezért a talajra való ráhatások értékelésénél nem elegendő csak a termőföld változásait nyomon követni, hanem a teljes természeti környezetben bekövetkező változásokat is értékelni kell.

### 1.1.1. A talaj funkciói

A talaj tehát nem csupán a növények termesztése és más mezőgazdálkodással kapcsolatos tevékenység szempontjából fontos, hanem sokrétű funkcióin keresztül az egész természeti környezet és az emberi élet minőségét meghatározza.

Sokrétű funkciói a következőkben foglalhatjuk össze:

- A többi természeti erőforrás (sugárzó napenergia, légkör, felszíni és felszín alatti vízkészletek, biológiai erőforrások) hatásának integrátora, transzformátora, reaktora.
- Életteret biztosít a talajban élő növényi és állati szervezetek számára és termőhelyet termesztett kultúrák számára
- A primer biomassza-termelés (szerves szén) alapvető közege, a bioszféra primer tápanyagforrása.
- Hő, víz és növényi tápanyagok természetes raktározója.
- A Föld felszínét érő természetes vagy emberi tevékenység hatására bekövetkező stresszhatások szűrő- és detoxikáló, puffer rendszere
- A bioszféra jelentős gén-rezervoárja, a biodiverzitás nélkülözhetetlen eleme.
- Történelmi örökségek hordozója.

### 1.1.2. A talaj felépítése, a talaj szelvény

Ha talajról beszélünk, akkor minden esetben nem csak területi kiterjedésére vagyunk tekintettel, hanem a mélységi sajátosságaira is. Talajnak tekintjük mindazt, ami a felszín és a

talajképző kőzet között fekszik és a rajta díszlő növénytakaróval kapcsolatban van. A jegyzet a talajokat részben függőleges szelvényükben, morfológiai tulajdonságaik szerint, másrészt fizikai, kémia, biológiai tulajdonságaik szerint tárgyalja.

A talaj szelvényét ásott gödörben, útszéli vagy bánya falakban, ritkábban fúrásokban tanulmányozhatjuk.

A talajképződés hatására elkülönült rétegeket genetikai talajszinteknek nevezünk. A talajszintek milyenségével és sorrendjével a talajmorfológia foglalkozik. A talajmorfológiában a talajszintek megjelölésére egyezményes betűjelzést használunk.

A talajképző folyamatok eredményeként kialakult és elkülönült rétegeket genetikai talajszinteknek nevezünk. A talajmorfológiában a talajszintek megjelölésére egyezményes betűjelzést használunk, a következők szerint:

#### **A-szint**

A-szinteknek nevezünk a felszínen fekvő szerves-anyagban gazdag, sötét színű szintet. Ha szántóterület talaját vizsgáljuk, akkor azt a szintet, ameddig a talajművelő eszközök forgató, lazító hatása érvényesül Asz-nek jelöljük. Ha nem művelt terület talajáról van szó, akkor A-szint alatt a humuszos felső szintet értjük. Külön, Ao – val jelöljük az erdők felszínét borító, nagy mennyiségű, kevésbé bomlott szerves-anyaggal jellemezhető szintet.

#### **E-szint**

Régebbi jelölés szerint az erdőtalajok, esetleg a szikesek esetében a felszíni A1 szint alatt, A2-vel jelöltük a kifakult kilúgzási szintet. A nemzetközi szakirodalmat követve, újabban ezt a szintet E-szintnek - vagyis eluviális - szintnek nevezük.

#### **B-szint**

A B-szint az A-szintek alatt fekvő felhalmozódási vagy átmeneti szint. A kilúgzással, sófelhalmozódással, illetve agyagelmozdulással jellemezhető talajok esetében, ebben a szintben halmozódnak fel a más szintekből érkezett anyagok. Azokban a talajokban, amelyekre nem jellemző az említett szelvényen belüli mozgás, fokozatosan csökkenő humusztartalommal jellemezhető, átmeneti szintet, B-szintet találunk. A B-szint, színe vagy a felhalmozódás jellege alapján tovább tagolható B1, B2 alszintekre.

#### **C-szint**

A C-szintet a nem kemény vagy tömör talajképző kőzet jelölésére használjuk.

#### **D-szint (vagy R)**

D-szintként az ágyazati kemény kőzetet jelöljük, melyet még nem alakítottak át a mállási és más talajképző folyamatok.

A szintek közötti átmenet jelölésére kettős betűjelzést használunk, mint AB vagy BC szint. Rendszerint az átmeneti szintben meghatározóbb szint jelét vesszük előre. Az egyes szintek további megkülönböztetésére indexek adnak lehetőséget. A másodlagos tulajdonságok jelölése a főbb szinteken belül. Az egyes szintek további megkülönböztetésére indexek adnak lehetőséget a következők szerint:

- b: eltemetett genetikai szint
- c: kiválások, nodusok
- g: glejes márványozottság

- h: szervesanyag felhalmozódás az ásványi szintekben
- j: jározit márványozottság
- k: karbonát felhalmozódás
- m: cementált, kemény réteg
- n: nátrium felhalmozódás
- sz: szántás vagy egyéb művelés
- q: kovasav felhalmozódás
- r: erős redukciós állapot
- s: a kilúgzott szeszkvioxidok felhalmozódása
- t: agyagfelhalmozódás
- w: szín vagy szerkezet fejlődés
- y: gipsz felhalmozódás
- z: a gipsznél jobban oldódó sók felhalmozódása

Több indexet is használhatunk, de általában kettőnél többet nem szoktunk. Egy glejes, mészfelhalmozódással jellemezhető B szint jele például: Bgk

Eltemetett vagy többrétegű talajok esetében sorszámozzuk a különböző talajképző kőzeteken kialakult szinteket. Például: A Bt C 2C

## **1.2. A talajok képződése**

A talajképző tényezők és folyamatok

A földfelszín és azon belül hazánk talajtakarója is igen változatos. A talajok mélysége, színe, rétegzettsége, tulajdonságai és termékenysége a talajok kialakulását meghatározó talajképző tényezők és talajképző folyamatok eredménye.

### **1.2.1. A talajképző tényezők**

Dokucsjev óta öt talajképző tényezőt különböztetünk meg: az éghajlati, a biológiai, a domborzati, a földtani tényezőket és a talajok korát. Az ember lakta területeken, ezekhez járul hozzá még az emberi tevékenység, mint a talajképződést módosító tényező.

A talajképző kőzet szolgáltatja a talajképződés nyersanyagát. Ennek fizikai tulajdonságai és kémiai, ásványtani összetétele nagymértékben befolyásolja a rajta kialakult talaj tulajdonságait.

Az éghajlati tényezők közül jelentős a hőmérséklet-, a csapadék- és a szélviszonyok és ezek dinamikája. E tényezők határozzák meg, hogy mennyi energia és nedvesség érkezik a felszínre, a talajban lejátszódó fizikai és kémiai folyamatok kialakulását, valamint sebességét, egyben megszabják azt is, hogy a talajon milyen növények élhetnek és a növények által termelt szerves anyag milyen ütemben bomlik el, valamint a talajszintek közötti anyagvándorlás uralkodó irányait is.

A domborzati tényezők határozzák meg a felszíni és felszín alatti vizek mozgásának irányát és ez által a talaj-táj rendszeren belül az anyag- és energiaáramlási folyamatokat, valamint módosítják éghajlati tényezők hatását. A domborzat jelentős hatással lehet nem csak a talaj fejlődésére, de a talajpusztulásra is.

A biológiai tényezők a talajon és a talajban élő szervezetek tevékenysége következtében jutnak érvényre. A zöld növények elsősorban a szervesanyag termelésben, míg az állati és mikroszervezetek a megtermelt biomassa lebomlásában, átalakításában és keverésében jelentősek a talajképződés során.

A talajoknak elkülönítjük abszolút és relatív korát. Az abszolút kor a talajképződés időben mérhető kora, a relatívkor a talaj fejlődési állapotára vonatkozik. F fiatal felszíneken találkozhatunk fejlett talajokkal, ugyanakkor idős felszíneken a fejlődésükben gátolt talajokkal.

Az emberiség története folyamán minden emberi tevékenység többé-kevésbé megváltoztatta a környezetet, így módosította a talajképződésben érvényesülő természeti tényezők hatását.

Az ismertett talajképződési tényezők együttesen, összefonódva és egymás hatását erősítve esetleg gyengítve határozzák meg a talajképződés körülményeit. A kőzetből talajjá válás, majd a talajfejlődés, vagyis a genetikai szintekre tagolódás a talajképződési folyamatok eredménye.

### **1.2.2. A talajképződést meghatározó legfontosabb folyamatok**

A korábban ismertett talajképző tényezők meghatározzák, milyen talajok képződhetnek egyes földrajzi területeken a talajképző folyamatok a képződés mikéntjét írja le. Az alább

ismertetésre kerülő folyamatok lejátszódása, erőssége, sorrendje, esetleg azok kombinációi határozzák meg a genetikai szintek kialakulását és tulajdonságait.

### **A mállás**

A Föld felszínére került kőzetek különböző átalakulásokon mennek át, melyeket együttesen mállásnak nevezünk. Az átalakulást előidéző energiák, valamint az átalakulás jellege szerint megkülönböztetünk fizikai mállást -vagy aprózódást -, valamint kémiai mállást. A mállás harmadik csoportja a biológiai mállás, amely a zöld növények vagy a mikroszervezetek élettevékenysége által történik. A mállás során a kőzetből származó ásványok átalakulása határozza meg a talajok ásványi összetételét, és ez által számos fizikai, kémiai tulajdonságot, a termékenységet továbbá a környezeti tompító képességet.

### **A humuszosodás**

A humuszosodás folyamatában alakul ki a talajra jellemző szervesanyag, a humusz. Előfeltétele a felszínre illetve a talajba jutó szervesanyag bomlása, majd átalakulása, és talaj ásványi anyagával való keveredése és kapcsolódása. A humuszosodás és a humusz mennyisége valamint minősége különbözik a földrajzi övezetekben vagy akár azokon belül is. A legfontosabb befolyásoló tényezők: a talajra és a talajba jutó szervesanyag mennyisége, összetétele és eloszlása, a szervesanyag bomlásának és átalakulását meghatározó hőmérsékleti és nedvességi viszonyok, valamint bontást és keverést végző talajlakó szervezetek tevékenysége. A humuszosodás igen lassú folyamat, ahhoz, hogy az adott talajra és termőhelyre jellemző egyensúlyi humusz mennyiség és minőség kialakuljon, hosszú időre, esetenként több száz, vagy ezer évre van szükség.

### **A kilúgzás**

A mállás folyamán a bomlástermékek egy része újra egyesül és új ásványt alkotva a talajban marad, míg más részük oldhatóvá válik és kimosódik a talajszelvényből. A kilúgzás, vagyis a vízben oldódó anyagok kimosódása a talajszelvényből, tulajdonképpen a mállás velejárója. A kilúgzás előfeltétele a lefelé áramló talajoldat, valamint az oldható anyagok jelenléte, vagy keletkezése. A kilúgzás tehát függ a csapadék mennyiségétől, és a párolgás mértékétől, mivel e kettő szabja meg a talajban lefelé irányuló nedvesség mozgás intenzitását. Függ továbbá a talajoldat kémhatásától és a talajon élő növényzet vízfelhasználásától. A kilúgzás eredménye a felső talajszinteknek elsősorban kalciumkarbonátban és az annál jobban oldható anyagokban való elszegényedése.

### **Az agyagosodás**

Az agyagosodás során felgyorsul az elsődleges szilikát ásványok átalakulása és bomlása, és másodlagos ásványok képződnek. Ennek hatására a talajszelvényben több az agyag, mint a talajképző kőzetben, mert a másodlagos ásványok nagy része, mérete alapján az agyag frakcióba tartozik. A kilúgzás lényegesen felgyorsítja az agyagosodás folyamatát, mert a karbonátmentes szintek kémhatása savassá válik, ezért a kilúgzást az agyagosodás előfutárjának tekinthetjük.

### **Az agyagbemosódás**

Az agyagbemosódás folyamatában a felső talajszintek, vagyis az A és E szintek agyagtartalma lényeges változás nélkül levándorol az alatta fekvő, vagyis a B szintbe. Az A és E szintekből elmozdult agyag a B szintben halmozódik fel, kitöltve annak pórusait, bevonva a talaj szerkezeti elemeinek felületét. A folyamat helyszíni felismerését segíti az A és E, valamint B szintek agyag tartalmában észlelhető különbség, valamint a szerkezeti elemek felületén fellépő agyaghártya. Segíti továbbá a folyamat helyszíni felismerését az E szint világos, fakó színe,

míg a B szint sötétebb, barnás, vagy vöröses barna árnyalatú. Pontosabb meghatározását segítik a laboratóriumi vizsgálatok.

### **A podzolosodás**

A podzolosodás nagymértékben elsavanyodott, kolloid szegény és átmosó jellegű nedvességátvitással rendelkező talajokban következik be. A erősen savanyú közeg az agyagásvány alkotóelemeikre való szétesését váltják ki. A szétesés termékei közül a kovasav nagy része helyben marad, míg a vas és az alumínium ionos, vagy a savanyú alom anyag felől folyamatosan érkező szerves savakkal komplex kötésben levándorol a felhalmozódási B szintbe. Ott kicsapódnak a vas-, valamint alumínium oxidhidrátok és amorf, vagy gyengén kristályos formában kiválnak és felhalmozódnak. A podzolosodás folyamata felismerhető a helyszínen, a kilúgzási és a felhalmozódási szintek agyagtartalmában és színében mutatkozó nagy különbségek alapján. A kilúgzási szint (E) laza és piszkosfehér színű, míg a felhalmozódási (B) szint tömődött, akár cementált és vöröses barna, vagy barnás fekete színű.

### **A kovárványosodás**

A kovárványosodás a homokon kialakult talajok jellemző folyamata. A homokban, a lefelé mozgó talajoldatokból kicsapódó anyagok nem összefüggő felhalmozódási szintet, hanem egymás alatt különböző távolságban ismétlődő rétegeket, kovárvány csíkokat hoznak létre. A folyamat feltétele a talajoldatok gyors diffúziója, amit a homok szemcseösszetétel biztosít, a gyengén, vagy erősebben savanyú közeg és az oxidatív viszonyok. Az ismétlődő kovárvány csíkok egymástól való távolsága és a csíkok vastagsága a mozgó talajoldatok töménységétől és a diffúzió sebességétől, valamint a homok esetleges eredeti rétegzettségétől függ. Mind a csíkok vastagsága, mind az egyes csíkok távolsága néhány cm-től 15-20 cm-ig terjedhet.

### **A glejesedés**

A glejesedés a vízzel való telítettség és ez által a levegőtlenység következményeként fellépő redukció hatására lép fel. Szemmel láthatóvá a vas vegyértékváltása válik, de ezzel együtt mind a szervetlen, mind a szerves anyagok redukciója lejátszódik a talajban. Azokkal azonban nem jár olymértékű színváltozás. A glejesedés elindulhat alulról a talajvíz felől és a felszíni vízborítás irányából egyaránt, valamint bekövetkezhet a talajszelvényben kialakult tömődött és vízzáró felhalmozódási szintek felett is. A redukciót jelző kékes-szürkés glej szinteket, az időleges átszellőzés, vagyis oxidáció hatására általában rozsdás szint is kíséri.

### **A szikesedés**

A szikesedés általában olyan területeken zajlik, ahol a felszínhez közel van a talajvíz és a párolgás mértéke meghaladja a csapadékét. A talaj oldható sótartalma a felszín közelében megnövekszik. A sófelhalmozódás hatására megnő a talajkolloidok felületén kötött kationok között a nátriumionok mennyisége és aránya. Ennek következtében kedvezőtlen talajfizikai és kémiai tulajdonságok, valamint rossz vízáteresztés alakul ki.

### **A szologyosodás**

Az agyagásványok szétesése nemcsak savas közegben mehet végbe, hanem lúgosban is. Ebben az esetben a szikesek felszínén és az E szintben is frissen kicsapódott kovasav mutatható ki. A lúgos közegben végbemenő szétesést szologyosodásnak nevezzük.

### **A láposodás**

A láposodás során gátolt a szervesanyag lebomlása, így annak nagy mennyiségű felhalmozódása következik be. Ennek oka az állandó, vagy az év nagy részében fennálló vízborítás és levegőtlenesség. A víz alatt a növényzet maradványai levegőtlen körülmények

között csak kis mértékben bomlanak, így a lápos területeken felhalmozódó, általában sok felismerhető növényi szövetet is tartalmazó szervesanyag különbözik a szárazföldi körülmények között keletkezett humusztól.



## 1.3. Hazánk talajosztályozási rendszerének fő típusai

### 1.3.1. Talajaink hazai osztályozása

Hazánk talajosztályozási rendszerét genetikai és talajföldrajzi osztályozási rendszernek nevezzük. Genetikai, mert a talajokat fejlődésükben vizsgálja és a fejlődés egyes szakaszai - a típusok - alkotják az osztályozás egységeit. Azért talajföldrajzi, mert a földrajzi törvényszerűségeket szem előtt tartva egyesíti a típusokat a fő típusokban.

Az egyes osztályozási egységek elhatárolásának alapja a talajon magán felismerhető jelenségek segítségével megállapított folyamattársulás, mely a talaj kialakulása óta lezajlott fent ismertetett talajképző tényezők által meghatározott talajképző folyamatok összességét foglalja magában.

A típusba, mint rendszertani egységbe azokat a talajokat soroljuk, melyek hasonló környezeti tényezők együttes hatására alakultak ki, a talajfejlődés folyamán hasonló fejlődési állapotot értek el és egyazon folyamattársulás által jellemezhetők. Ezért minden lényeges, a talaj termékenységét megszabó tulajdonságuk is hasonló. A talajosztályozási rendszer magasabb egységét, a fő típust, a rokon típusok egyesítésével alkotjuk meg. Ebben már jelentős szerephez jut a földrajzi szemlélet, mely a hasonló földrajzi környezet hatását van hivatva kifejezésre juttatni. Az altípus meghatározásakor a típusra jellemző folyamattársulás keretén belül az egyes folyamatok erőssége szolgáltat alapot a besoroláshoz. A jegyzet a fő típusokat és típusokat foglalja össze. Az altípusok csupán felsorolásra kerülnek az 1. táblázatban.

### 1.3.2. Váztalajok

A váz talajok fő típusába azok a talajok tartoznak, melyek képződésében a biológiai folyamatok feltételei csak kismértékben vagy rövid ideig adottak, ezért hatásuk korlátozott. Ez a korlátozás lehet a talajképző kőzet kedvezőtlen tulajdonságainak (ellenáll a mállásnak) következménye, vagy származhat a felszín állandó, gyors változásából. A felszín változásának oka lehet a folytonos és erőteljes vízerózió, valamint a defláció. A váz talajok fő típusába igen eltérő típusok tartoznak a zárójelben megadott felsorolt lehetséges szelvény felépítésekkel:

- köves, sziklás váz talajok (AD),
- kavicsos váz talaj (AD vagy ACD),
- földes kopár (AC),
- futóhomok (AC vagy C)
- humuszos homok (AC).

### 1.3.3. Közethatású talajok

A közethatású talajok fő típusába azok a sekély rétegű talajok tartoznak, amelyekre az erőteljes humuszképződés, valamint a talajképző kőzet tulajdonságaitól jelentős mértékben függő szerves-ásványi kolloidok kialakulása a jellemző. A közethatású talajok vízgazdálkodása szélsőséges. A tavaszi nedves, buja vegetációjú időszak után hosszú, igen száraz nyári időszak következik. A fő típuson belüli besorolás a talajképző kőzet szerint történik:

- humuszkarbonát-talaj (A C, karbonátos puha kőzeten)
- rendzina (A D vagy A C D, karbonátos kemény kőzeten)
- fekete nyirok (A D vagy A C D, kiömlési vulkáni kemény kőzeten)

ranker (A D vagy A C D, mélységi magmás vagy nem karbonátos kőzeten)

#### 1.3.4. Barna erdőtalajok

A főtípusban egyesített talajok az erdők és a fás növényállomány által teremtett mikroklíma, a fák által termelt és évenként földre jutó szerves anyag, valamint az ezt elbontó, főként gombás mikroflóra hatására jönnek létre. A mikrobiológiai folyamatok által megindított biológiai, kémiai és fizikai hatások a talajok kilúgzását, agyagosodását, elsavanyodását és szintekre tagolódását váltják ki. A főtípuson belüli típusok elkülönítése a kilúgzási, agyagbemosódási és podzolosodási folyamatok szerint történik, továbbá elkülönítünk, átmenti típusokat. A barna erdőtalajok típusai és jellemző szelvény felépítése:

- csernozjom barna erdőtalaj (A Bt Ck vagy Asz Bt C)
- barnaföld (A B Bk Ck)
- agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Ao E Bt C vagy A E Bt Ck)
- podzolos barna erdőtalaj (Ao E Bhs C)
- pangó vizes barna erdőtalaj (A E Btg Bt C)
- kovárányos barna erdőtalaj (A E Bt1 B Bt2 B Bt3 C)
- savanyú barna erdőtalaj (A B C D)

#### 1.3.5. Mezőségi talajok

E főtípusban azokat a talajokat egyesítjük, amelyekre a humuszanyagok felhalmozódása, a kedvező, morzsalékos szerkezet kialakulása, valamint a kalciummal telített talajoldat kétirányú mozgása a jellemző. E talajok az ősi füves növénytakaró alatt bekövetkezett talajképződés eredményei. Első sorban löszön vagy löszszerű üledéken képződnek. Jellemzőjük a sok állatjárat. A főtípuson belüli típusok és jellemző, lehetséges felépítésük:

- öntés csernozjom (Asz B 2B, 3B, 3C vagy Asz, 2A, 3B, 4B, 4C)
- kilúgzott csernozjom (Asz, AB, B, Ck)
- mészlepedékes csernozjom (Asz, ABk, Bk, Ck)
- réti csernozjom (Asz, Bg, Cg)

#### 1.3.6. Szikes talajok

A szikes talajok kialakulásában és tulajdonságaikban a vízben oldható sók döntő szerepet játszanak. Ezek részben a talajoldatban oldott állapotban, részben pedig a szilárd fázisban, kristályos sók alakjában vannak, vagy a nátrium ionos formában a kolloidok felületén adszorbeálva található. A sók mennyisége, minősége és a talajszelvényben való eloszlása szabja meg a szikes talajok tulajdonságait és típusba sorolását.

A főtípuson belüli típusok és jellemző, példaként adott lehetséges felépítésük:

- Szoloncsák (A C 2C)
- szoloncsák-szolonyec (A Btng, Bngk)
- réti szolonyec (A E Btnh Bng, Bngk)
- sztyeppesedő réti szolonyec (A, B, Cnkg)
- másodlagosan szikesedett talaj

#### 1.3.7. Réti talajok

A réti talajok főtípusába azokat a talajokat soroljuk, amelyek keletkezésében az időszakos túlnedvesedés játszott nagy szerepet. Ez lehet az időszakos felületi vízborításnak, vagy a közeli

talajvíznek a következménye. A vízhatásra beálló levegőtlenység a szervesanyag sötét színű felhalmozódását és az ásványi részek redukcióját váltja ki. Általában a táj mélyen fekvő, vízjárta területein található.

- szoloncsákos réti talaj (A, Bk)
- szolonyeces réti talaj (A, Bkg, Cnkg)
- réti talaj (A Bkg, CgK)
- öntés réti talaj (A Bkg, 2 Bkg 2CgK)
- lápos réti talaj (H, Bg, Cg)
- csernozjom réti talaj (A, AB, Bgk, Cgk)

### 1.3.8. Láptalajok

A láptalajok főtípusába tartozó talajok vagy állandó vízborítás alatt képződtek, vagy az év nagyobb részében víz alatt állottak, és a vízborítás mentes időszakokban is vízzel telítettek voltak. Az állandó vízhatás következményeként a növényzet elsősorban a vízi növényzet, így a nád, a sás, a káka, tőzegmoha elhalása után a szerves maradványok a víz alatt vagy vízzel telítve, tehát levegőtlen viszonyok között csak részlegesen bomlanak el, vagyis tőzegesednek. A típusok besorolása a szerves talajanyag összetétele és mélysége, valamint az esetleges lecsapolás alapján történik: mohaláptalaj (Ao, 2Ao, D – általában hűvös területeken)

- rétláptalaj (H1, H2, H3...Cg)
- lecsapolt és telkesített rétláptalaj

### 1.3.9. Folyóvizek, tavak üledékeinek és a lejtők hordalékainak talajai

Ennél a talajtípusnál a talajképződési folyamatok az időszakonként megismétlődő áradások és az utánuk visszamaradó üledék, illetve az erózió által elmozdult talajrészecskék másodlagos lerakódása gátolja. Szelvényekben nincs szintekre tagolódás, az egyes rétegek közötti különbségek csak az üledék tulajdonságaitól és nem a talajképző folyamatok hatásától függenek. Tulajdonságaik elsősorban a folyók által lerakott vagy a lejtőn lehordott anyag összetételétől függenek.

- nyers öntéstalaj (B, 2B, 3B, 4Cg)
- humuszos öntés talaj (A, B, 2B, 3BC, Cg)
- lejtőhordalék talaj (A, B, 2A, 2B, D vagy A, B, 2B, 3C, 4C)

1. táblázat Hazánk talajosztályozási rendszerének fő típusai, típusai és altípusai

Főtípus	Típus	Altípus
Váztalajok	köves, sziklás váztalaj	-
	kavicsos váztalaj	-
	földes kopár	karbonátos nem karbonátos
	futóhomok	karbonátos nem karbonátos lepelhomok
	humuszos homok	karbonátos nem karbonátos kétrétegű
Közethatású talajok	humuszkarbonát-talaj	-
	rendzina	fekete barna vörös agyagos rendzina
	fekete nyirok	-
	ranker	-
Barna erdőtalajok	csernozjom barna erdőtalaj	csernozjom jellegű b.e.t. típusos csernozjom b.e.t. erdőmaradványos cs.b.e.t.
	barnaföld	típusos visszameszeződött mélyben kovárványos
	agyagbemosódásos barna erdőtalaj	gyengén podzolos típusos mélyben kovárványos
	podzolos barna erdőtalaj	erősen podzolos közepesen podzolos mélyben kovárványos
	pangó vizes barna erdőtalaj	podzolos agyagbemosódásos
	kovárványos barna erdőtalaj	podzolos agyagbemosódásos típusos humuszos
	savanyú barna erdőtalaj	nyers humuszos savanyú humuszos
	öntés csernozjom	karbonátos nem karbonátos
Csernozjom talajok	kilúgzott csernozjom	-
	mészlepedékes csernozjom	típusos alföldi mélyben sós
	réti csernozjom	karbonátos nem karbonátos mélyben sós szolonyeces

Főtípus	Típus	Altípus
Szikes talajok	szoloncsák	a sók minősége szerint
	szoloncsák-szolonyec	a sók minősége és mennyisége szerint
	réti szolonyec	kérges, közepes
	sztyeppesedő réti szolonyec	közepes, mély
	másodlagosan szikesedett talaj	elszikesedett csernozjom elszikesedett réti talaj elszikesedett öntéstalaj
Réti talajok	szoloncsákos réti talaj	szulfátos, szódás
	szolonyeces réti talaj	szolonyeces, erősen szolonyeces
	réti talaj	karbonátos nem karbonátos mélyben sós mélyben szolonyeces
	öntés réti talaj	karbonátos, nem karbonátos
	lápos réti talaj	típusos szoloncsákos szolonyeces
	csernozjom réti talaj	karbonátos nem karbonátos mélyben sós mélyben szolonyeces szolonyeces
Láptalajok	mohaláptalaj	-
	rétláptalaj	tőzegláptalaj kotus tőzegláptalaj tőzegecs láptalaj kotus láptalaj
	lecsapolt és telkesített rétláptalaj	telkesített tőzegláptalaj telkesített tőzegecs láptalaj telkesített kotus láptalaj
A folyóvizek, tavak üledékeinek, valamint a lejtők hordalékainak talajai	nyers öntéstalaj	karbonátos nem karbonátos karbonátos, kétrétegű nem karbonátos, kétrétegű
	humuszos öntés talaj	karbonátos nem karbonátos karbonátos, kétrétegű nem karbonátos, kétrétegű réti öntés
	lejtőhordalék talaj	csernozjomok lejtőhordaléka erdőtalanajok lejtőhordaléka rendzinák lejtőhordaléka vegyes üledékek

### 1.3.10. A talajok nemzetközi osztályozása

Hazánkhoz hasonlóan Európa és Világ a országainak nagy része saját, az ország természeti körülményinek és társadalom igényeinek megfelelő nemzeti talajosztályozási rendszert fejlesztett. Számos ország, így hazánk is a XIX. Század közepén fejlődött Dokucsajev nevével fémjelzett genetikai osztályozást vette alapul, így közöttük vannak hasonlóságok. Európa és földkerekség talajtakarójának megismerésében és az ismeretek térképszerű ábrázolásában azonban egységes, a világ összes talajának jellemzésére alkalmas rendszer fejlesztésére volt szükség. A globális és Európa szintű ismertekre igen sok célból van szükség. A Föld népessége rohamos növekedik, a nagy területeken van élelmiszerhiány vagy éhínség. Ezzel párhuzamosan kiderült, hogy a környezeti problémák (a természeti erőforrások állapotának romlása, a felmelegedés, a légköri széndioxid növekedés stb.) globális problémák. Korunk mezőgazdaságának legfontosabb feladata, hogy kellő mennyiségű és minőségű élelmiszert szolgáltatson bolygónk népeinek anélkül, hogy az a természeti erőforrások kimerüléséhez, leromlásához vezetne. A feladat nyilvánvalóvá tette Földünk talajtakarójáról egységes ismeretekre van szükség (Grigg, 1980; Dudal, 1986).

Az első Világ Talajtérkép elkészítését (FAO/Unesco Soil Map of the World) (FAO, 1974, 1988) a FAO talajosztályozás néven ismeretessé vált rendszer biztosította. Ennek fejlesztéséhez az egyes nemzeti talajosztályozások tapasztalati, egyeztetése szolgált alapul. A nemzetközi térképezési tapasztalatok, a talaj tudományok fejlődése és az új digitális igények, azonban a FAO rendszert felváltó "Világ Talaj Referenciabázis" (WRB, World Reference Base for Soils Resources) létrehozását eredményezték. A WRB igen sok tekintetben hasonlít a FAO rendszerhez, azonban magában foglalja az újabb talajokra, azok használatával és ökológiai szerepükkel kapcsolatos ismereteket. A Nemzetközi Talajtani Unió (IUSS) az 1998. évi Montpellier-ben tartott Világ Kongresszusán a WRB-t jelölte meg nemzetközi korrelációs rendszerként, továbbá az EC Talajtani Irodája (ESB, European Soil Bureau) szintén a WRB-t jelölte meg az európai harmonizált térképek és adatbázisok készítéséhez.

A WRB diagnosztikai szemléletű korrelációs talajosztályozási rendszer. Az egyes osztályozási egységek felismerésére és elkülönítésére jól definiált fogalmakat ír le:

- “diagnosztikus talajszintek” (diagnostic horizons),
- “diagnosztikus tulajdonságok” (diagnostic properties), és
- “diagnosztikus talajanyagok” (diagnostic soil materials)

Mint általában a diagnosztikai szemléletre épülő osztályozásokban, a talajok besorolása kulcs alapján, a fentiek jelenléte, sorrendje esetleg kizárása alapján történik.

A WRB a határozó kulcsot követve 32 nagy talajcsoportot (Reference Groups) különít el, követve, a képződésüket leginkább meghatározó talajképző tényezőket. A WRB-nek a kulcs sorrendjében, táblázatosan összefoglalt talajcsoportjait a 2. táblázat mutatja be.

2. táblázat A WRB talajosztályozás (2006) nagy talaj csoportjai (Soil Reference Groups) a képződésüket leginkább meghatározó tényezők szerint

	Képződést leginkább meghatározó tényezők	REFERENCIA CSOPORTOK
1.	Szerves talajok	HISTOSOLS
2.	Kialakulásukban az emberi tevékenység volt a meghatározó - Hosszú ideje folyó művelés hatása - Ember által létrehozott (idegen) anyagokat tartalmaz	ANTHROSOLS TECHNOSOLS
3.	Sekély talajok, melyekben felszín közelben gyökerezést gátló réteg van, amely: - Felszín közelben jég - Felszín közelben kemény kőzet	CRYOSOLS LEPTOSOLS
4.	Vízhatású talajok - Váltakozó nedves / száraz, nagy agyagtartalmú talajok - Öntés területek talajai - Na (lugos) talajok - Nagy só tartalmú (párolgató) talajok - Talajvíz hatása alatt fejlődő talajok	VERTISOLS FLUVISOLS SOLONETZ SOLONCHAKS GLEYSOLS
5.	Fe/Al felhalmozódásos talajok - Allophanok és Al-humusz komplexek: - Podzolosodás jellemzi - Fe felhalmozódás hidromorf viszonyok között - Sok de kis töltésű agyag, jó szerkezet - Kaolinit and sesquioxid dominál	ANDOSOLS PODZOLS PLINTHOSOLS NITISOLS FERRALSOLS
6.	Pangó vizes talajok - Hirtelen változás a textúrában - Hirtelen változás a szerkezetben (textúrában)	PLANOSOLS STAGNOSOLS
7.	Szervesanyag felhalmozódás és nagy bázistelítettség - Tipikus mezőségi talajok: - Átmenet a száraz klíma fele: (párolgató): - Átmenet a száraz nedves fele (kilugzás)::	CHERNOZEMS KASTANOZEMS PHAEZEMS
8.	Kevésbe oldható sók felhalmozódása - Gipsz: - Kavasav: - Kalcium karbonát:	GYPSISOLS DURISOLS CALCISOLS
9.	Agyag-felhalmozódásos talajok - „Albeluvic tonguing”: - Alacsony bázis telítettség, nagy töltés: - Alacsony bázis telítettség, kis töltés: - Magas bázis telítettség, nagy töltés: - Magas bázis telítettség, kis töltés:	ALBELUVISOLS ALISOLS ACRISOLS LUVISOLS LIXISOLS
10.	Fiatal és kevésbe fejlett talajok Sötét, savanyú felszíni szint: Homokon kialakult talajok: Kevésbe fejlett talajok Egyéb talajok:	UMBRISOLS ARENOSOLS CAMBISOLS REGOSOLS

## 1.4. A talaj ásványi összetevői

A talaj alkotóinak általában több mint 95%-a ásványokból áll, vagyis olyan összetevőkből, amelyek geológiai folyamatok során képződtek, adott kémiai összetétellel és fizikai tulajdonságokkal, és néhány kivételtől eltekintve kristályszerkezettel rendelkeznek. A talaj szervesen alkotóinak létrejötte, és a földkéreg kőzetei (regionális elterjedésű ásványtársulásai) között, igen szoros genetikai kapcsolat van. Jóllehet a földkéreg uralkodó elemei a talajban is hasonlóak, de ásványos összetétele attól már különbözik. A magmás körülmények között képződött elsődleges, primer szilikátok – a kvarccsoport tagjainak kivételével – az atmoszféra, a hidroszféra és a bioszféra anyagaival kölcsönhatásba lépve, a mállás során átalakulnak. Főleg agyagásványokká (másodlagos szilikátokká), esetenként kvarccá, illetve alumínium, vas, titán oxidokká, illetve rokon oxihidráttá (= oxidhidroxiddá), vagy hidroxiddá.

Az amerikai CLARKE F. W. (1889 óta) kőzetelemzéseiből, majd az elemzési adatok növekedésével mások is meghatározták a földkéreg főelemeinek gyakoriságát (3. táblázat) tömegszázalékban.

3. táblázat Az uralkodó elemek gyakorisága a földkéregben, tömegszázalékban (SZÁDECZKY-KARDOSS E., 1955; MASON–MOORE, 1982)

Elemek	CLARKE–WASHINGTON (1924)	VINOGRADOV (1949)	MASON–MOORE (1982)
O	49,52 %	47,20 %	46,60 %
Si	25,75 %	27,60 %	27,72 %
Al	7,51 %	8,80 %	8,13 %
Fe	4,70 %	5,10 %	5,00 %
Ca	3,39 %	3,60 %	3,63 %
Na	2,64 %	2,64 %	2,83 %
K	2,40 %	2,60 %	2,59 %
Mg	1,94 %	2,10 %	2,09 %
	Összesen: 97,85 %	Összesen: 99,64 %	Összesen: 98,59 %

A földkéreg kémiai összetételéből különböző számítási módszerekkel megadható annak ásványos összetétele is.

### 1.4.1. A talajalkotó ásványok csoportosítása, jellemzésük

A talaj szervesen alkotóit kémiai összetételük, valamint ásványtani felépítésük alapján csoportosíthatjuk, szilikátokra és nem szilikátokra. A talaj szervesen alkotóinak döntő hányadát kitevő szilikátok közé a primer szilikátok és az ezek átalakulásával képződő agyagásványok tartoznak. A nem szilikátok képviselői az oxidok és rokon vegyületek (hidroxidok, oxi-hidroxidok), karbonátok, foszfátok, szulfidok, szulfátok, kloridok, borátok, nitrátok.



4. táblázat A Föld külső 16 km-es kéreg rész uralkodó ásványai (GRASSELLY GY., 1966)

Ásványok		Tömegszázalék (%)		Megjegyzés
Földpátok	Plagioklászok	57,9	40,2	Uralkodó ásványok
	Ortoklász		17,7	
Augit, amfibolok, olivin		16,3		„
Kvarc, kalcedon, opál		12,6		„
Csillámok	Muszkovit, biotit	3,3		„
Magnetit, hematit		3,7		„
Kalcit		1,5		Járulékos kőzetalkotók
Agyagásványok		1,0		„
Limonit		0,3		„
Dolomit		0,1		„
Pirit, pirrotin, apatit, cirkon, titanit, rutil, gránátok és egyéb járulékos ásványok		3,0		„
		Összesen: 99,7		

#### 1.4.2. Szilikátok

A szilikátok a földkéreg fő kőzetalkotó ásványai, rájuk általánosan a következők jellemzőek:

- mindegyik felépítésében az  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéderek (szilikátanionok) vesznek részt. Ezek önálló egységekként is szerepelhetnek, de közössé váló oxigén, illetve oxigének révén a tetraéderek egymással a legváltozatosabb módon is kapcsolódhatnak, összetettebb szilikát-anionokat képezve. Akár az egyszerű, akár az összetettebb egységeket, rétegek, az ún. „intersticiális, másodrendű kationok” kapcsolják össze. Közülük a leggyakoribb kationok:  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ . Az  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéderek központi kationja ( $\text{Si}^{4+}$ ) 50%-ban kovalens, 50%-ban ionos kötéssel kapcsolódik az öt tetraédere koordinációban körülvevő négy oxigénhez; a szilikátok szerkezeti felépítésében az alumíniumnak kettős szerepe van. Szerepelhet elsőrendű kationként — az  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéderben az  $\text{Si}^{4+}$  iont helyettesítve — de szerepelhet másodrendű kationként, amikor éppen az előbbi helyettesítést kompenzáló, a rács semlegesítésében vesz részt. Az első esetben a geometriai elrendeződés tetraédere (koordinációs szám 4), a második esetben a geometriai elrendeződés oktaédere (koordinációs szám 6). Az alumínium kétféle beépülése azért lehetséges, mert az  $\text{Al}^{3+}/\text{O}^{2-}$  rádiuszhányadosa 0,43, azaz a tetraédere és oktaédere koordináció határértékéhez (0,414) igen közeli érték. Megjegyzendő továbbá, hogy amikor az  $\text{Si}^{4+}$  egy részét  $\text{Al}^{3+}$  helyettesíti, a töltéskülönbség kiegyenlítése érdekében további kation beépülésnek illetve helyettesítésnek kell történni; a szilikátok többsége — olivin, gránátok, piroxének, amfibolok, csillámok, földpátok stb. — olyan elegykristályok (szilárd oldatok), amelyek pontos kémiai összetétellel megadható, ún. szélső tagokból állnak. Például az olivin  $(\text{Mg,Fe})_2\text{SiO}_4$ : a forsterit  $\text{Mg}_2\text{SiO}_4$  és a fayalit  $\text{Fe}_2\text{SiO}_4$  izomorf elegyből (hasonló méretű ionok, amikor az ionrádiuszok között az eltérés kisebb 10-15%-nál) áll. A biotit (magnézium-vascsillám),

$\text{K}(\text{Fe,Mg})_3\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH,F})_2$  az annit  $\text{KFe}_3^{2+}\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH,F})_2$  és a flogopit  $\text{KMg}_3\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{F,OH})_2$  izomorf elegyből áll össze;

- az  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéderek stabilitása, a Si—O kötéstávolság és a kötésjelleg az összekapcsolódás fokától függően a neoszilikátoktól a tektoszilikátokig (l. alább) változik.

Az  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéderek kapcsolódása szerint a szilikátok következő szerkezeti csoportjait különböztethetjük meg.

### Szigetszilikátok (ortoszilikátok vagy neoszilikátok)

E csoportot az jellemzi, hogy a  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéderek nem kapcsolódnak mással, hanem önálló "szigeteket"-et alkotnak (1. ábra). A „szigeteket” a köztük levő rétegekőzi kationok kapcsolják össze. Az egyes tagok szerkezete ezen intersticiális kationok nagyságától és töltésétől függ. Jellegzetes képviselői: a bazaltokban előforduló olivin  $(\text{Mg,Fe})_2\text{SiO}_4$ ; a kémiailag ellenálló, ezért a kőzetekből kimállva a talajok elsődleges ásványai között található gránátok,

melyek általános képlete  $A_3^{2+}B_2^{3+}[\text{SiO}_4]_3$  ahol az A pozícióban egy eléggé nagy méretű,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  található, a B pozícióban kisebb méretű,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$  fordul elő. A cirkon  $\text{ZrSiO}_4$  homoktalajok erősen fénylő ásványa.

Csoportszilikátok (szoroszilikátok)

Jellemzőjük, hogy két  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéder kapcsolódik össze oxigéneken keresztül. Az  $(\text{Si}_2\text{O}_7)^{6-}$  összetett szilikátanionokat másodrendű kationok kapcsolják össze, mint például a nem túl gyakori thortveititben  $\text{Sc}_2(\text{Si}_2\text{O}_7)$ , hemimorfitban  $\text{Zn}_4(\text{OH})_2\text{Si}_2\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}$ . A csoportoszilikátok jelentősége a talaj felépítésében minimális.

### Inoszilikátok (lánc- vagy szalagszilikátok)

Jellemzőik, hogy az  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéderek két-két oxigén atom révén a kristálytani c tengely irányában húzódó végtelen egyes láncú, piroxénláncá kapcsolódnak (1. ábra). Így oszlopos megjelenésű ásványok keletkeznek. A piroxénlánc általános alapegysége,  $\infty[\text{Si}_2\text{O}_6]^{4-}$ . Jellemző képviselője a bazaltokban, andezitekben előforduló augit  $(\text{Ca,Mg,Fe})_2\text{Si}_2\text{O}_6$ .

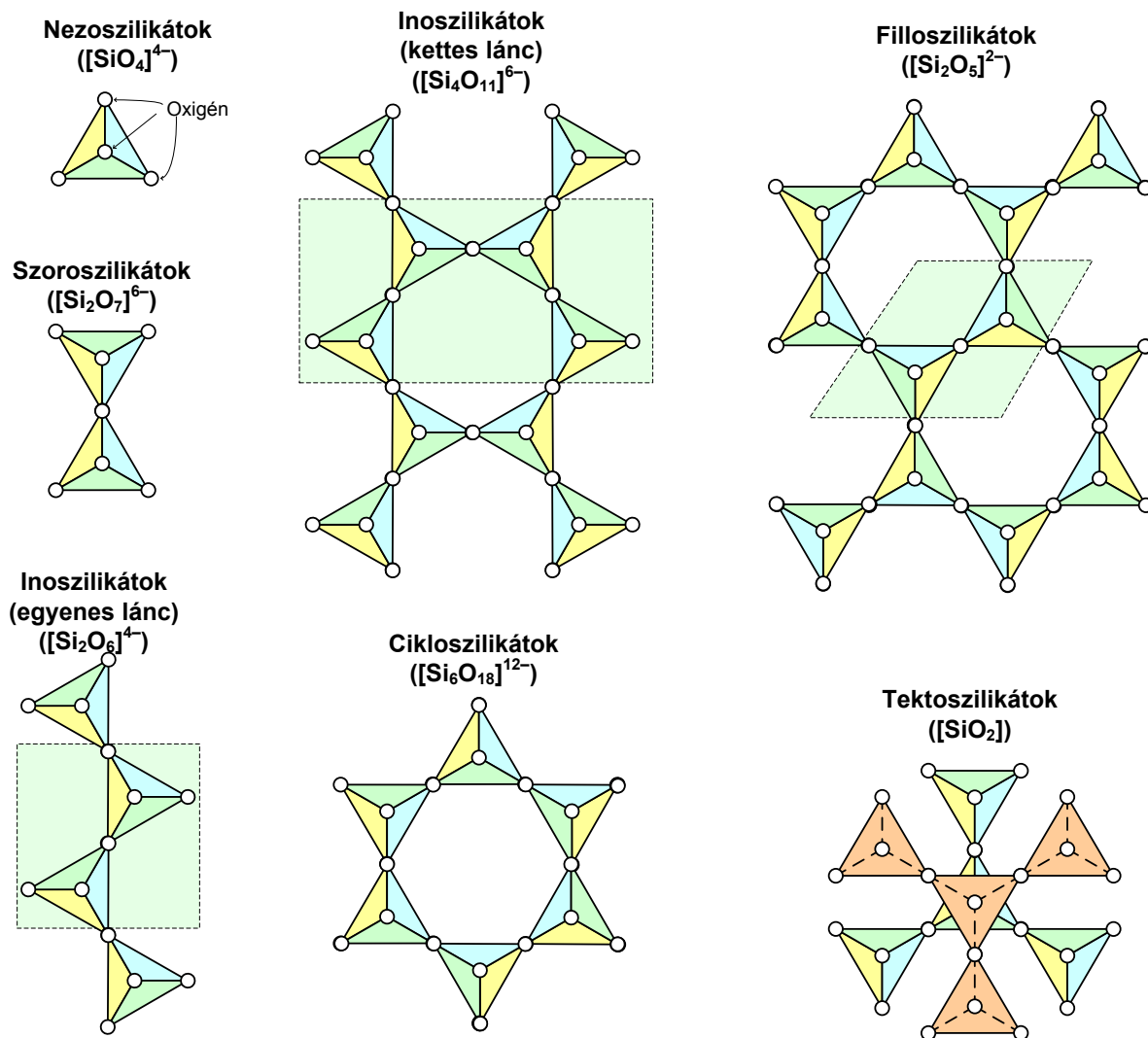
Ha két piroxénlánc minden második tetraédere egy további oxigéneken keresztül kapcsolódik össze, az amfibolokra jellemző,  $\infty[\text{Si}_4\text{O}_{11}]^{6-}$  általános összetételű szalagszilikátok keletkeznek (1. ábra). A láncok oldalirányban, másodrendű kationok közvetítésével kapcsolódnak össze. Az amfibolok a szilikátok nagyszámú és változatos csoportja, igen gyakoriak andezitekben, ezért a középhegységi talajok elsődleges ásványai között fontos szerepet töltenek be, mivel mállásukkor tápelemekkel, köztük fontos mikroelemekkel látják el a növényeket.

### Rétegszilikátok (filloszilikátok), agyagásványok

Jellemző rájuk, hogy a  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraédereknek három oxigénje közös az ugyanazon síkban fekvő szomszédos tetraéderekkel (1. ábra), ezáltal végtelen kiterjedésű kétdimenziós rétegek jönnek létre, hatos gyűrűket alkotva (2. ábra). A filloszilikátok általános alapegységük:  $\infty[\text{Si}_2\text{O}_5]^{2-}$  vagy  $\infty[\text{Si}_4\text{O}_{10}]^{4-}$ . A szilícium ionok egy síkban vannak, alattuk és felettük az oxigének szintén egy-egy síkban helyezkednek el. Ehhez a tetraédersíkhöz kapcsolódnak rendszerint közös oxigéneken keresztül egy másik, oktaéderez réteg. Az egyes rétegen belül erős a kötés (ionos–kovalens), a rétegek között jóval gyengébb (másodrendű kötés). Ezért a rétegek síkjával párhuzamosan (levelesen), könnyen elválnak, kitűnően hasadnak. Fontos megjegyezni azonban, hogy a filloszilikátok egy jelentős részénél ezek a sajátságok makroszkóposan nem figyelhetők meg, csak elektronmikroszkóppal, mert a kristályok mérete csupán néhány  $\mu\text{m}$  vagy nm nagyságú. Ezeket a rétegszilikátokat agyagásványoknak nevezzük,

mert az agyagkőzetek uralkodó kőzetalkotói, a talaj agyagfrakciójának legfontosabb alkotórészei.

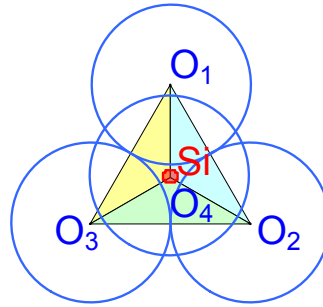
### Osztály (alapegység)



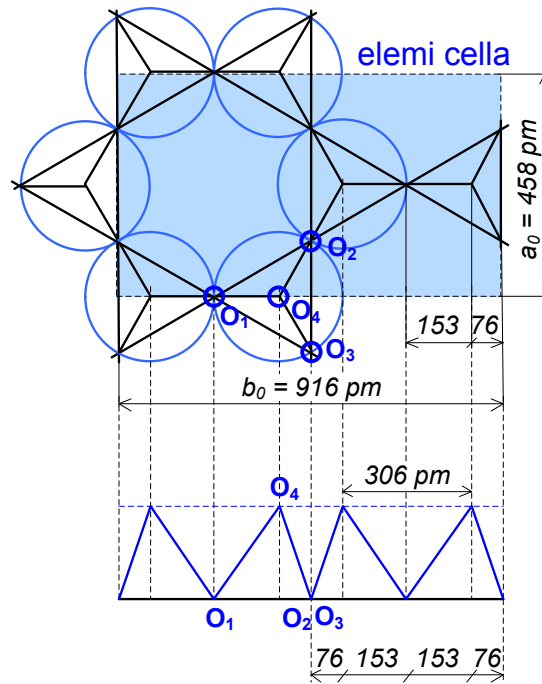
1. ábra Az  $[\text{SiO}_4]$  tetraéderek kapcsolódásai (a központi  $\text{Si}^{4+}$  feltüntetése nélkül) és a főbb szilikát osztályok (KLEIN és HURLBUT, 1985, módosítva).

A filloszilikátok másik alapvető egysége a hatos koordinációjú  $[\text{Al,Mg}(\text{O},\text{OH})_6]$ , oktaéderréteg. Az oktaéder központjában két vagy három vegyértékű kation, leggyakrabban  $\text{Mg}^{2+}$  vagy  $\text{Al}^{3+}$  foglal helyet, míg a csúcspontokon,  $\text{OH}^-$  vagy  $\text{O}^{2-}$  ionok helyezkednek el (3. ábra). Az oktaéderek kapcsolódásakor keletkező kétdimenziós réteg részletei láthatóak a 4. ábrán.

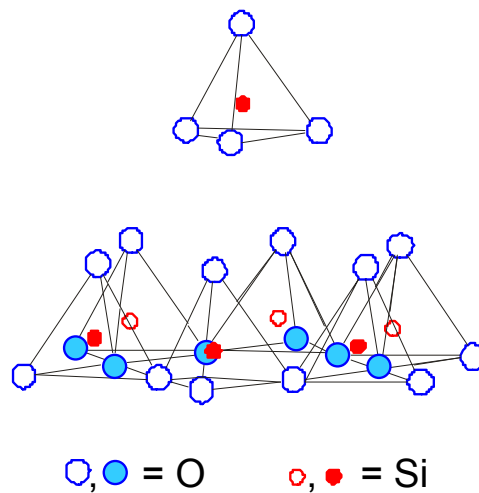
a)



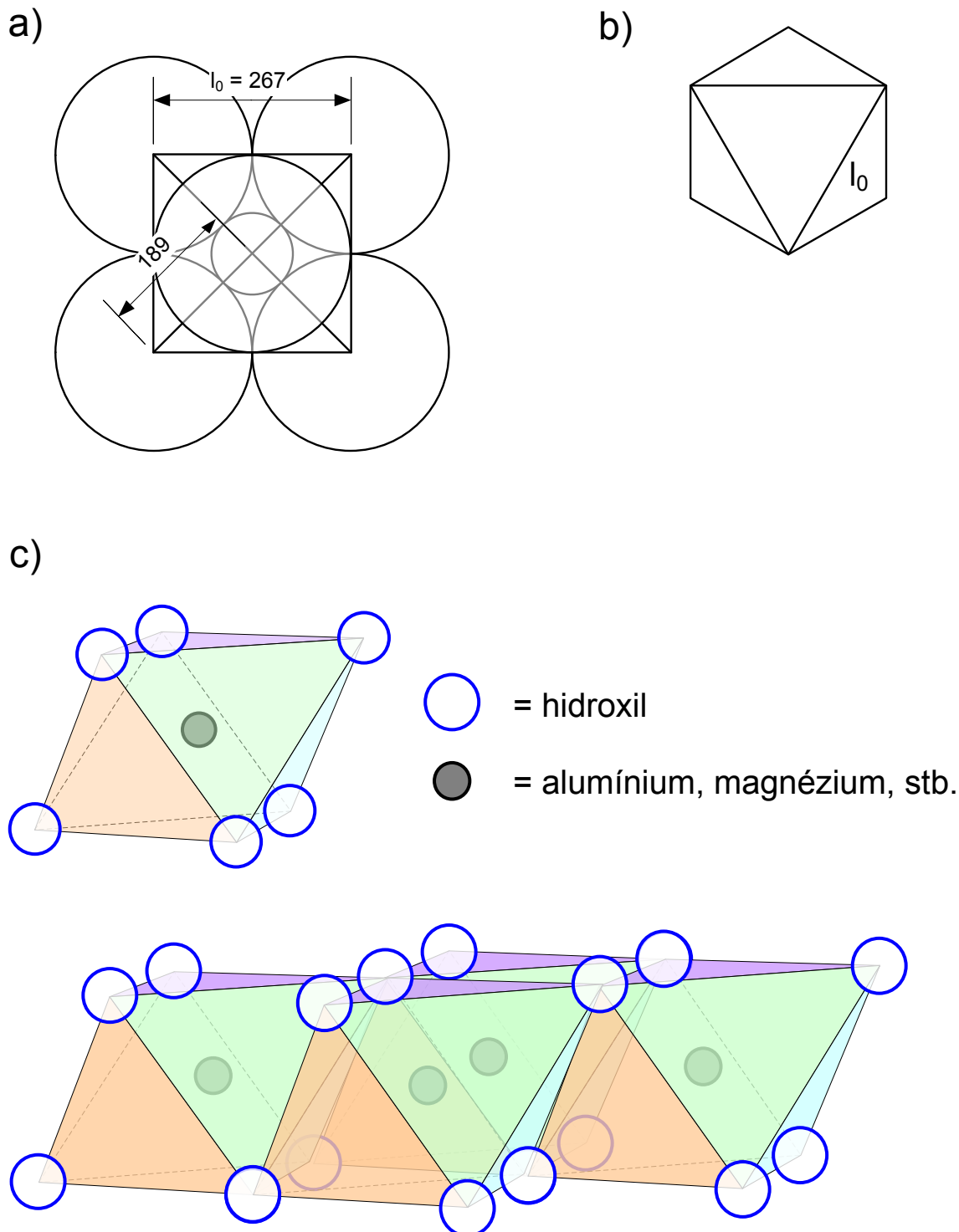
b)



c)



2. ábra a) koordinációs tetraéder; b) a síkhálóba kapcsolódó tetraéderek részlete felül- és oldalnézetben, a távolságok pm-ben feltüntetve (NEMECZ, 1973); c) tetraéder és tetraédes réteg hexagonális elrendezésben ábrázolva (GRIM F. E., 1953 módosítva).

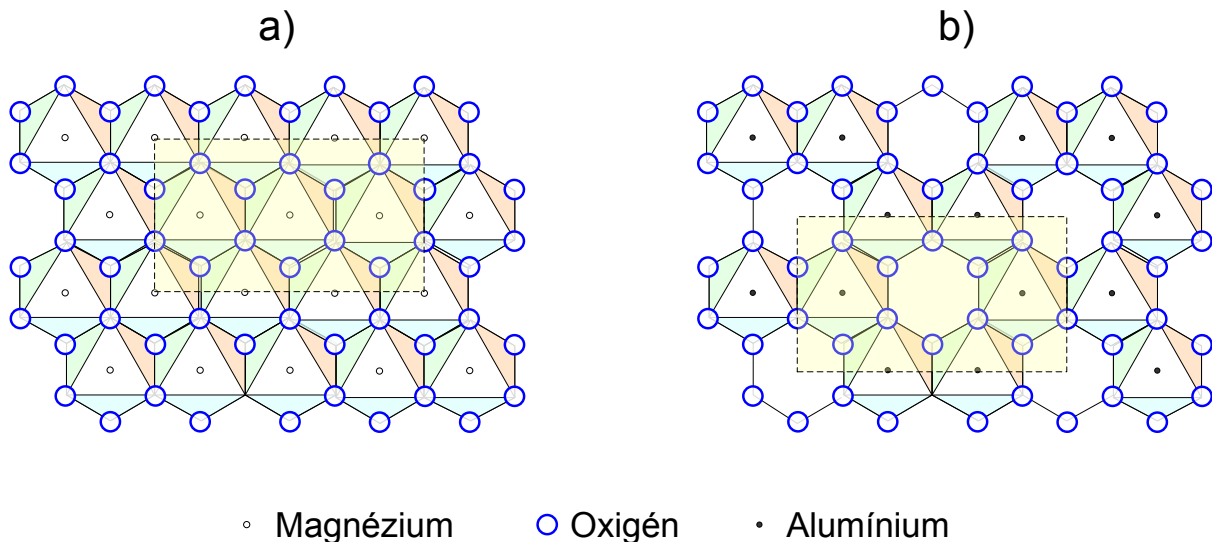


3. ábra a) Az oktaédes koordináció (Al—O távolság 189 pm; két szomszédos oxigén távolsága 267 pm); b)  $\text{Al}(\text{O},\text{OH})_6$ -oktaéder felülnézetben (NEMECZ, 1973); c) oktaéder és oktaédes réteg perspektívikus ábrázolása (GRIM F. E., 1953 módosítva).

Ha az oktaédes pozíciókban két vegyértékű központi ion, pl.  $\text{Mg}^{2+}$  található, akkor az oktaéderréteg elvben megegyezik a brucitásvány egy  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  rétegével, ezért gyakran brucitrétegről beszélünk. Mindegyik OH-csoport három szomszédos oktaéderhez tartozik, az  $\text{Mg}^{2+}$  és  $\text{OH}^-$  kötés  $1/3$  értékkel vesz részt az elektrosztatikus semlegesség kialakításában.

Általános jelölésére a trioktaédes réteg elnevezés használatos, utalva arra, hogy fél elemi cellánként valamennyi kationhelyzet, összesen három van betöltve (4. ábra A része).

Ha az oktaédes pozíciókban  $\text{Al}^{3+}$  található, ez a réteg valójában a gibbsitásvány szerkezetében levő  $\text{Al}(\text{OH})_3$  rétegnek felel meg, ezért gibbsitrétegnek is nevezzük. Általános jelölése —az előzőekhez hasonlóan— dioktaédes réteg, mivel minden hármaskationhelyzelnél egy nincs betöltve. A dioktaédes rétegben tehát, három vegyértékű kationok az oktaédes pozíciók kétharmadát töltik be, és egyharmad részük üresen marad (4. ábra B része).



4. ábra Trioktaédes brucit (A) és dioktaédes gibbsit (B) réteg részlete az elemi cellával (vonalkázott téglalap) feltüntetve (KLEIN és HURLBUT, 1985, módosítva).

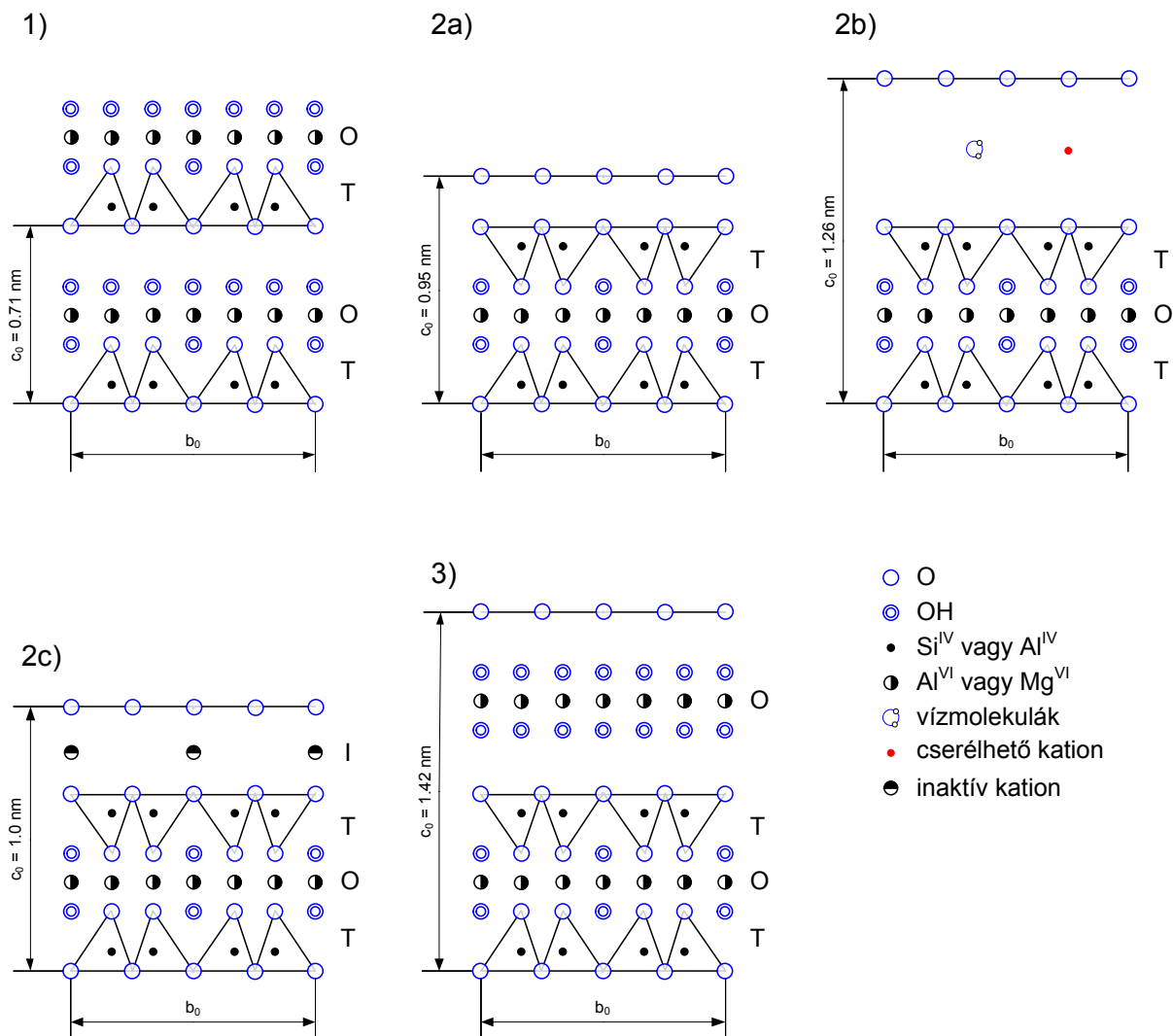
A rétegszilikátok kristályszerkezetében, a tetraédes és oktaédes rétegek illeszkedésénél meghatározó szerepű, a szabad tetraédercsúcsok egymástól való távolságának (306 pm) és az oktaéder csúcsain elhelyezkedő, szomszédos oxigén-ionok távolságának (267 pm) viszonya lásd: 2. ábra és 3. ábra. A jelentős méretkülönbség miatt az aktuális kristályszerkezetben a koordinációs poliéderek szabályos hatszöges elrendeződése torzul, sőt a koordinációs poliéderek is deformálódhatnak.

A rétegszilikátokban a tetraédes (T) és az oktaédes (O) koordinációs rétegek kapcsolódásától függően, néhány alaptípus különböztethető meg (5. ábra):

1. A legegyszerűbb esetben két rétegből (egy tetraédesből és egy oktaédesből) álló 1:1 vagy TO réteggkomplexumú (rácskötegű) ásványok keletkeznek. Az agyagásványok közé tartozó kaolinit-csoport (5. ábra 1. része) tagjai (régebbi elnevezésük kanditok) tartoznak ide. A kaolinit ásványok dioktaédes filloszilikátok, mert oktaédes rétege gibbsit réteg, azaz  $\text{Al}^{3+}$  ionok vannak a centrális helyeken. Az oktaéder-rétegeket közös oxigének kapcsolják a tetraéderekhez, ugyanakkor a másik oldalt, OH ionok határolják (6. ábra). Ezért a rétegek, bár elektromosan kiegyenlítettek, polárosak. Az egyes ásványoknál a réteggkomplexumokon egymással szembenező oxigének és OH-csoportok elhelyezkedésének geometriájában van különbség (ez a réteggkomplexumok egymás fölötti elcsúszásával valósul meg), ami a rácsállandó szögeinek megváltozását eredményezi. Így ugyanolyan kémiai összetétellel  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$  háromféle szerkezeti variáció jön létre, ezek: kaolinit, dickit és nakrit. Kristályrendszertanilag a kaolinit triklin, a másik kettő monoklin rendszerű. Szerkezetükben vízmolekulák nincsenek, csak OH-csoportok. A csoportba tartozó másik ásvány a halloysit esetében viszont, a

rétegkomplexumok között már víz is megjelenik  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ . A kaolinitrács víz hozzáadására nem duzzad és kicsi a kationmegkötő képessége (3-15 mekv/100g). A rácssíkok 0,71 nm (az SI rendszer előtt 7,1 Å) távolságokra ismétlődnek a röntgendiffrakciós vizsgálatok adatai szerint.

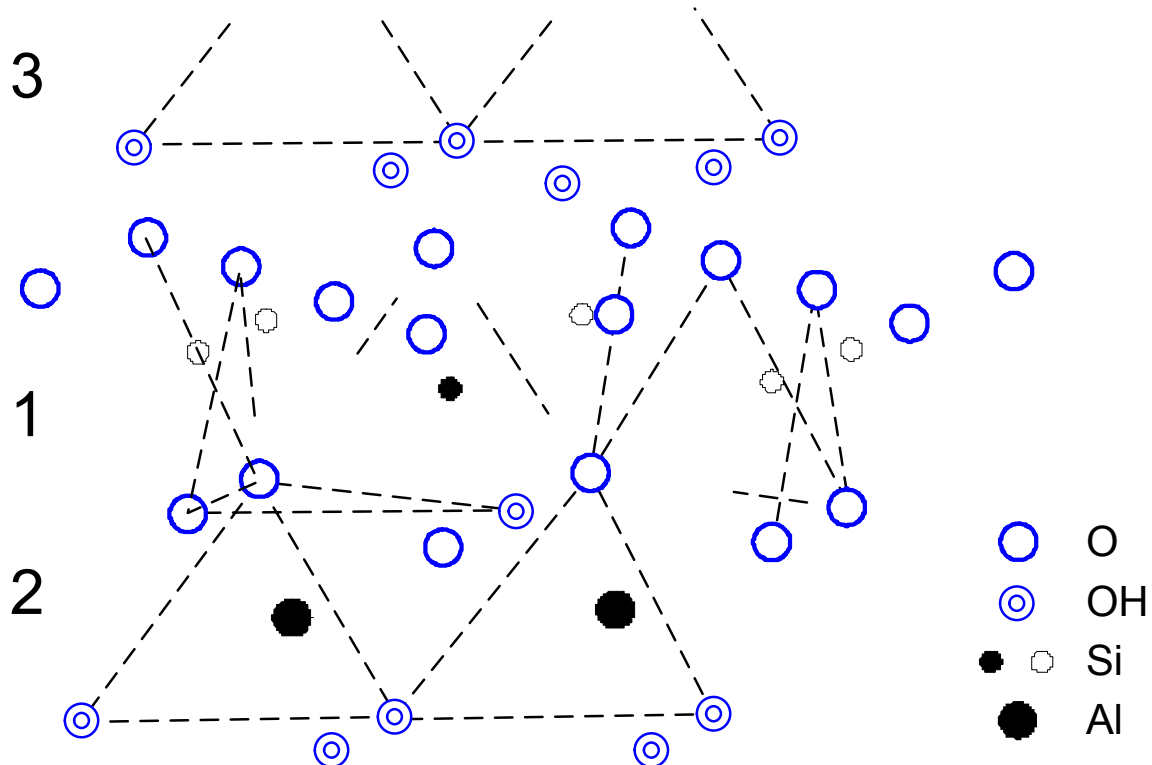
A kaolinit legtöbbször plagioklászok, káliföldpátok, csillámok, szmektitek hidrolitos mállása során képződik, valamint granitoidok vagy más savanyú magmatitok, földpátgazdag kőzetek, illetve savanyú piroklasztitok átalakulásából.



5. ábra A filloszilikátok szerkezeti rétegei kapcsolódásának alaptípusai oldalnézetben (NEMEC, 1973 módosítva): 1) TO kettős réteg; 2) kiegyenlített 2a) TOT, 2b)  $\text{TOTA}_1\text{C}$ , 2c) TOTI rétegkomplexum; 3) TOTO rétegkomplexum.

1. Két, egymással szembe forduló tetraédes réteg fog közre egy oktaédes réteget, s így három rétegből álló (2:1) rétegkomplexum (TOT) keletkezik. A töltés kiegyenlítés szempontjából három csoportot lehet megkülönböztetni:

A. a rétegkomplexumok semlegesek (TOT), van der Waals-erők tartják össze. Az oktaédes rétegtől függően jön létre a talk  $\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ , illetve a pirofillit  $\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$  szerkezet (5. ábra 2. része). Ezen szilikátok részvétele a talaj felépítésében minimális. Ugyanakkor szerkezetileg jelentősek, mert belőlük levezethetőek az alábbi, a b) pontban tárgyalt igen fontos agyagásványok struktúrái.



6. ábra A kaolinit réteges szerkezetének vázlata (gruner 1932 nyomán in: grim r. e., 1953 módosítva). 1) Az  $[\text{Si}_2\text{O}_5]_{n_2}$ —réteg lefelé néző csúcsú  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  tetraéderei. 2) Az oktaédeses gibbsit-réteg  $\text{O}^{2-}$  és  $\text{OH}^-$  ionokkal körülvevett  $\text{Al}^{3+}$  ionjai. 3) A következő kettős réteg oktaéder-rétegének részletei.

B. az elemhelyettesítés következtében, változó nagyságú negatív töltésfelesleg van a réteggkomplexumban, s ezeket víz ( $\text{A}_i$ ) és a réteggközi helyzetben levő lazán kötött, cserélhető kationok (C) kapcsolják össze (5. ábra 2B része), ezáltal  $\text{TOTA}_i\text{C}$  szerkezetek jönnek létre. Jellemző képviselői az agyagásványok közé tartozó vermikulit-sor és szmektit-csoport (montmorillonit) ásványai. Ezek a talaj szervesetlen alkotói közül a legnagyobb jelentőségűek, mert a talaj számos tulajdonságát alapvetően meghatározzák.

A vermikulit-sor, a háromrétegű, 2:1 típusú agyagásványok egyik csoportját alkotja. Nevüket onnan kapták, hogy hevítve felfúvódnak és közben féregszerűen csavarodott (vermes latinul = fereg) formák jönnek létre. Az oktaédeses pozíció többségében magnézium foglal helyet (trioctaédeses ásványok), de mind a tetraédeses, mind az oktaédeses kation helyeken többféle, helyettesítés lehetséges. A tetraédeses rétegben az Si/Al arány 2:1 és 3:1 között változik. A rácstöltéshiányát, a rétegek közötti (intersticiális) kationok — jelentős mennyiségű víz kíséretében — egyenlítik ki, mint magában a vermikulitban  $(\text{Mg},\text{Al},\text{Fe}^{3+})_3(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ . Ha a vermikulit szerkezete vízzel telített, a rácssíkok távolsága 1,48 nm, ezzel szemben ha eltávolítjuk a vizet, ez a távolság csupán 0,9 nm. A vermikulitok víz hatására tehát duzzadnak. A csoport ásványainak belső felületén egyrészt szerves anyagok és polimer alumínium-hidroxidok adszorbeálódhatnak, másrészt (mind nedves, mind száradó talajban) erősen kötik, fixálják a  $\text{K}^+$  ionokat. Nagy mennyiségű  $\text{K}^+$  megkötése után a rácssíkok közötti távolság leszűkül, és duzzadóképesége is csökken. Az adszorbeált alumínium-hidroxid pedig a kationmegkötő képességét csökkenti. A



különböző helyekről származó vermikulitok kationcsere kapacitása nagy, 120-200 mekv/100 g között változik.

A szmektitok rácsszerkezete hasonló a vermikulitokéhoz, de kisebb mértékű az izomorf helyettesítés. Következésképpen a szmektitok kationmegkötő képessége kisebb (60-120 mekv/100 g), duzzadóképessége viszont nagyobb, mint az előző csoport ásványaié. A töltésfelesleget főként hidratált kicserélhető kationok egyenlítik ki. A kicserélhető kationokon kívül nagy mennyiségű víz és szerves anyag is lehet a rácsközi térben. A csoport ásványainak egyszerűsített, általános kémiai képlete:  $A_{0,33}M_{2,3}(Si,Al)_4O_{10}(OH)_2 \cdot nH_2O$ , ahol A (rétegeközi kationok) =  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ; M (oktaéderes pozíciók kationjai) =  $Al^{3+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Fe^{2+}$ .

Ha az oktaéderes pozíciók teljesen be vannak töltve két vegyértékű kationokkal, akkor trioktaéderes szmektitokról, ha 2/3 részig vannak betöltve három vegyértékű kationokkal, akkor dioktaéderes szmektitokról beszélünk.

A csoport tagjainak két különösen fontos tulajdonságuk van, egyrészt a rétegeközi kationok és részben a vízmolekulák sokféle kationnal kicserélhetők, másrészt a rétegeközi víz mennyisége jelentősen megnövekedhet anélkül, hogy a szerkezet összeomlana. Így jellemzőjük a reverzibilis duzzadóképesség, illetve a szerves és szervetlen anyagok adszorptív megkötésére való hajlam és az ioncserélőképesség.

A szmektit-csoport dioktaéderes sorozatából a legfontosabb tagja a montmorillonit  $(Na,Ca_{0,5})_{0,33}(Al,Mg)_2Si_4O_{10}(OH)_2 \cdot nH_2O$ . Ritkán fordul elő egyenmű tömegben, elsősorban más agyagásványokkal és kvarccal együtt alkotja a bentonit (nátrium-montmorillonit), a fullerföld (kalcium-montmorillonit) vagy derítőföld nevű kőzetet, amely nagy tömegben piroklasztikumok hidrolitosis lebontódása eredményeként képződik.

A szmektitoknál a duzzadás mértéke erősen függ a relatív nedvességtartalomtól és a kompenzáló kationok minőségétől. A Ca- és Mg-ionokkal telített száraz szmektitok rácscsúcs távolsága (bázistávolsága) a víztartalom fokozatos emelésére 1,0 nm-ről mintegy 2,0 nm-ig nő.  $Na^+$  szmektitok duzzasztásánál a bázistávolság 1,6 nm, de további lazulás után az összetartó erő olyan mértékben csökkenhet, hogy a Na-szmektit kristályrácsából a rétegek komplexumok egy része kiszakad, a szerkezet részben összeomlik.

A szmektitok  $K^+$ -mal szembeni viselkedése is sajátos. A  $K^+$  erősen kötődik a rétegeközi tér egyes helyein, s az oldat  $K^+$ -koncentrációjának növekedésekor bizonyos határig fokozatosan nő az összehúzott belső tér részaránya. A belső tér más részein viszont nedves, duzzadt állapotban nem megfelelőek a geometriai adottságok a kálium specifikus adszorpciójához. Száradáskor azonban az ásvány zsugorodik, ezért további káliumionok fixálására képes. Az ilyenkor adszorbeálódott K-ionok meghatározott hányada újbóli nedvesedés után sem válik kicserélhetővé (száraz fixálás). A szmektitok káliumfixáló képességét tehát a talaj kiszáradása fokozza.

- C. a tetraéderes rétegben a  $Si^{4+}$  egy részét  $Al^{3+}$  helyettesíti, az előálló negatív töltésfelesleget a hármas rétegek komplexumok között elhelyezkedő, intersticiális kationok (főleg  $K^+$ ), vagyis az I pozícióban lévő kationok egyenlítik ki, létrehozva

ezáltal a TOTI szerkezeteket. A csillám-csoport képviselői, egyrészt a valódi csillámok (a rétegek közötti kationoknak több mint 50%-a egy vegyértékű) a muszkovit, biotit-sor tagjai, másrészt a rétegek közötti kationhiányos csillámok (kevesebb alkálifém-kationt tartalmaznak, mint a valódi csillámok, képletegységként 0,6-0,85-t), az agyagásványok közé tartozó illitek.

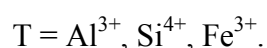
A valódi csillámok közül a muszkovit kristályrácsában, ideális esetben, a tetraédes rétegben minden negyedik  $\text{Si}^{4+}$ -t  $\text{Al}^{3+}$  helyettesíti és az így előálló töltésfelesleget, káliumionok egyenlítik ki. Innen ered a kálicsillám elnevezés, illetve világos színe miatt nevezik fehér csillámnak is. Mivel szerkezetében a rácspontok nincsenek maradéktalanul betöltve (7. ábra), ezt képletében is jelezzük  $\text{KAl}_2\text{O}(\text{AlSi}_3)\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ . A muszkovit és a fekete színű biotit  $\text{K}(\text{Fe},\text{Mg})_3\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$  savanyú és intermedier magmás kőzetek (gránit, riolit, andezit) fő kőzetalkotó ásványa és nagyon gyakori metamorf kőzetekben (gneiszben, csillámpalában) is. Mállásuk a talajban a növények számára kálium legfőbb forrását jelenti.

Az illit a mérsékelt égöv jellegzetes agyagásványa. Felszíni mállás, vagy hidrotermás elbontódási folyamatok során főként csillámokból (innen ered a hidrocillám elnevezése) és kálicsillámokból képződik. Szerkezetében a rétegek közötti helyzetben káliumion található, de kisebb mennyiségben, mint a valódi csillámokban  $(\text{K},\text{Na})_{0,6-0,85}\text{Al}_2[(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}](\text{OH})_2$ . Az oktaédes rétegek többnyire dioktaédes felépítésűek, de előfordulnak trioktaédes illitek is. Jellemző, hogy a tetraédes rétegben a szilícium helyére alumínium épülhet be, míg az oktaéder központi alumíniumát magnézium vagy vas helyettesítheti. A rácscsillók 1 nm (az SI rendszer előtti jelölés szerint 10 Å) távolságokra ismétlődnek a röntgendiffrakciós vizsgálatok adatai szerint.

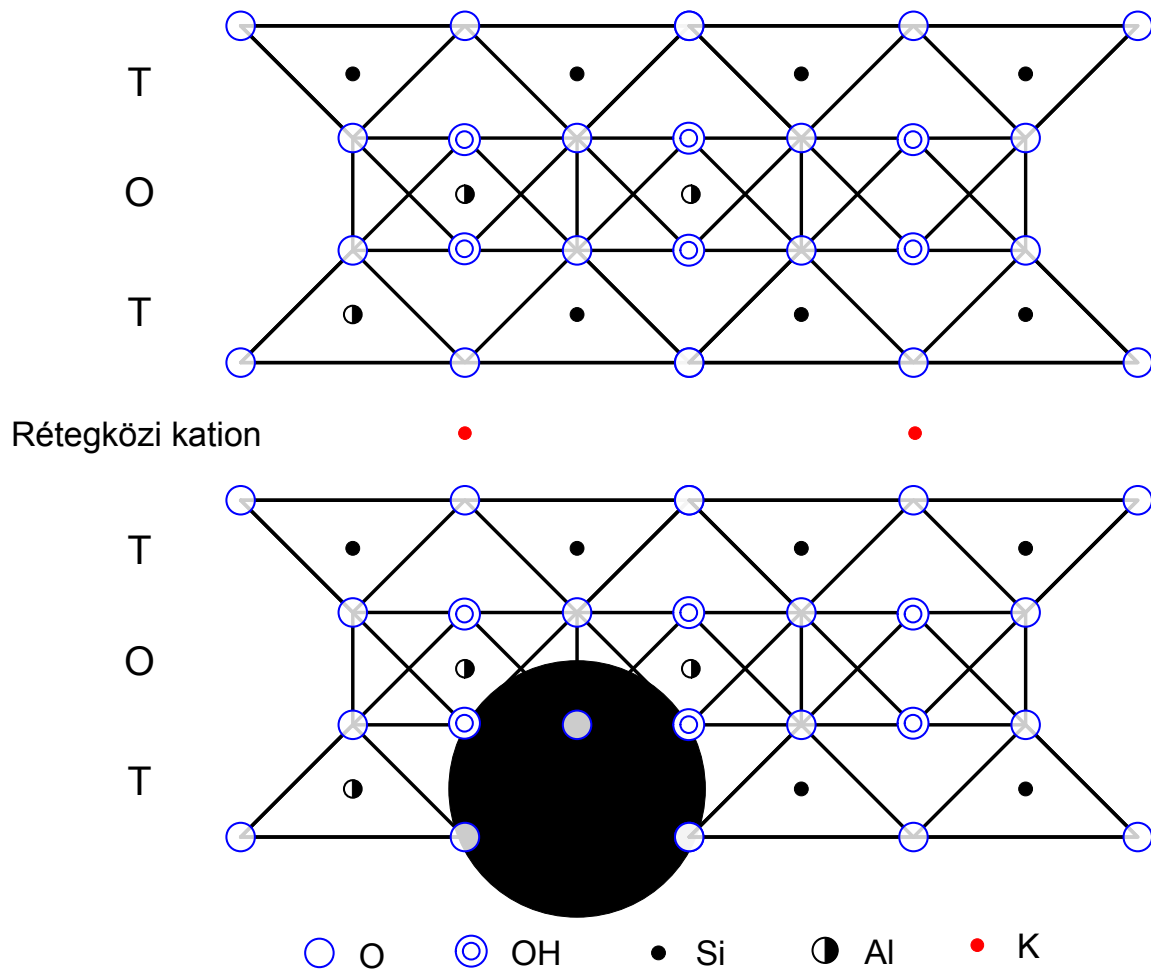
A rétegek közötti  $\text{K}^+$ -ot a külső oldat (talajoldat) kationjai nem tudják kicserélni, s nagy részét a növényzet sem képes hasznosítani (fixált kálium). A kristályok fokozatosan fellazuló szélein azonban más kationok léphetnek a  $\text{K}$ -ionok helyére, majd a folyamat előrehaladtával mind több vízmolekula és hidratált kation juthat be a rétegrácsok közé. Emiatt jelentősen csökken az összetartó erő és az érintett rétegek annyira eltávolodhatnak a többitől, hogy a szemcse egy része a duzzadó agyagásványokra (vermikulitra, szmektitre) jellemző sajátságokat mutat. A rácsszerkezet lazulását elősegítheti az, ha valami miatt csökken a negatív rétegtöltés. Például ha a vastartalmú ásványoknál a  $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$ -á oxidálódik, vagy protonok kapcsolódnak a tetraéderek egy-egy oxigénjéhez. Hasonló hatású a részleges  $\text{Mg}^{2+} \rightarrow \text{Al}^{3+}$  helyettesítés is. Az illitréteg fellazulása mérséklődik, ha káliumionokat (pl. káliumtrágyák) kerülnek a talajba. Nagy adagok rendszeres alkalmazásakor a folyamat megfordul, s a rácsrétegek ismét erősen összekapcsolódnak.

Az illitek viszonylag kevés kicserélhető kationt tudnak megkötni. A kationmegkötő képessége 15-40 mekv/100g.

1. Abban az esetben, ha a csillámszerű TOT rétegek komplexumok között egy második, gibbsit- vagy brucit-típusú, esetleg a kettő keverékéből álló, oktaédes réteg helyezkedik el, TOTO vagy (2:2) típusú ásványok jönnek létre (5. ábra 3. része). Közéjük tartoznak a klorit-csoport tagjai. Elnevezésük jellegzetes zöld színükre utal (klorosz = zöld). A csoport ásványainak egyszerűsített általános kémiai képlete:  $\text{M}^4_5\text{T}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ , ahol  $\text{M} = \text{Al}^{3+}, \text{Fe}^{3+}, \text{Fe}^{2+}$ ;



Bennük az oktaéderez és a TOT rétegek komplexumok kapcsolódását, részben elektrosztatikus vonzerő, részben hidrogénhidak biztosítják. A legtöbb kloritban  $Mg^{2+}$  vagy  $Fe^{2+}$  a jellegzetes kationok az oktaéderez rétegekben. Az  $Al^{3+}$  gyakran helyettesíti a  $Mg^{2+}$ -t, akár a magnézium teljes hiányáig (dioktaéderez kloritok).



7. ábra A muszkovit felépítésének sematikus ábrázolása (KLEIN és HURLBUT, 1985, módosítva).

A talajban a pH-tól függően, a duzzadó rétegrácsú agyagásványok –a szmektitek és vermikulitok– rétegek közötti terében összefüggő alumínium-hidroxid (pH <4-5), vagy lúgos közegben magnézium-hidroxid réteg alakulhat ki, ezáltal másodlagos kloritok keletkeznek. A kloritok nem duzzadó ásványok, a rácscsúcsok távolsága 1,4 nm. Kationmegkötő képességük alacsony, 10-40 mekv/100g körüli.

### Térhálós vagy vázszilikátok (tektoszilikátok)

Rácsukban a  $[SiO_4]^{4-}$  tetraédereknek mind a négy oxigénje közös a szomszédos tetraéderével is, így  $\infty[SiO_2]$  általános képlettel megadható, háromdimenziós rács jön létre. A kvarcok kivételével gyakori az  $Al^{3+}$  belépése a tetraéderbe, a  $Si^{4+}$  helyettesítése. Attól függően, hogy egy  $[SiO_4]^{4-}$  tetraéderen belül hány  $Al^{3+}$  által  $Si^{4+}$  helyettesítés történik, a vegyérték különbség kiegyenlítése egy ( $K^+$ ,  $Na^+$ ) vagy két (rendszerint  $Ca^{2+}$ ) vegyértékű, másodrendű kationnal lehetséges. A legfontosabb tektoszilikátok a földpátok, az  $SiO_2$  ásványcsoport tagjai, zeolitok.

A földpátok közül az ortoklász  $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$ , a plagioklászor: a két szélső tag az albit  $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ , és az anortit  $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$  különböző arányú elegykristályai a leggyakoribbak. A csoport tagjai a földkéregben legnagyobb mennyiségben (2. táblázat) fordulnak elő. Ugyanakkor ezek az ásványok nem stabilisak, pl. hidrotermás fluidumok hatására átalakulnak. Belőlük képződnek a talajok alapvető összetevői az agyagásványok.

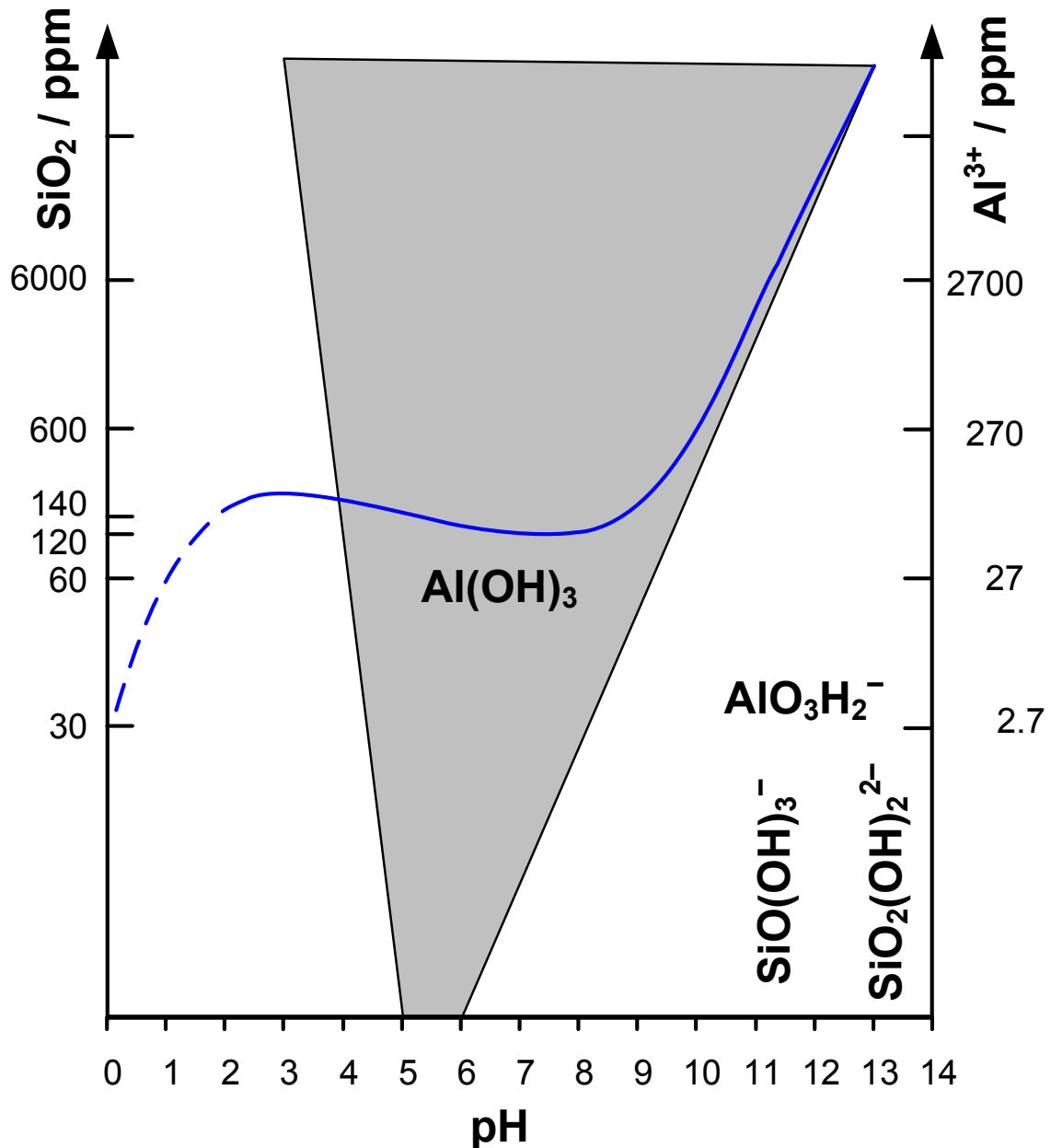
A hidrotermás agyagásvány paragenézisek kialakulási törvényszerűségeit egyrészt fizikai-kémiai tényezők, másrészt a magmatit összetétele határozza meg. A soktényezős agyagásványképződési folyamatoknak csak a legáltalánosabb vonásai érvényesülnek az egyes konkrét esetekben. Eszerint a hidrotermás fluidum feláramlási pályájától távolodva az agyagásványoknak és a magmatogén kőzetalkotók reliktumainak asszociációiból adódó zónáság figyelhető meg. A zonalitást a kőzetbe nyomuló, max. 400-450°C hőmérsékletű, hidrotermás fluidum hatása alakítja ki, amely az instabilitás sorrendjében lebontja az olvadékból képződő kőzetalkotókat. Ezt követően a lebontódási termékek a koncentráció viszonyoktól függően, a hidrotermás fizikai-kémiai körülményeknek megfelelő ásványfázisokká rekombinálódnak. Példaként az andezitnél, az átalakulás intenzitásának csökkenő sorrendjében a következő zónák figyelhetők meg: dickit, illit-kaolinit, vermikulit-halloysit és klorit-montmorillonit.

Az előzőekben már volt szó róla, hogy a legtöbb szilikát ásvány málláskor átalakul. A megfigyelések alapján a színes szilikátok növekvő ellenállás szerint olivin → piroxének → amfibolok → biotitok sorozatával párhuzamosan a plagioklászok növekvő albit tartalommal mutatnak egyre nagyobb mállással szembeni ellenállást. A legkevésbé mállékony szilikát fázisok a káliföldpátok, a muszkovit és a kvarc. Az átalakulási folyamatok végtermékei alapján sziallitos (a fő alkotóelemek, a szilícium és alumínium után) és allitos (a fő alkotóelem, az alumínium után) mállást lehet megkülönböztetni. A sziallitos mállás során agyagásványok, míg az allitos mállás eredményeként a bauxitásványok keletkez(het)nek.

A szilikátos kőzetek kémiai mállásakor az éghajlatnak, a talajvíz kémhatásának, a redoxiviszonyoknak, a komplexképző anyagok mennyiségének és minőségének van meghatározó szerepe. Ezek a tényezők befolyásolják a szilikátos kőzetekből kiszabaduló alkáli-, alkáliföldfémek és az Al, Fe esetleg a Mn, valamint a kvasav további sorsát, azaz milyen új ásványok kialakulására lesz lehetőség.

Az alumino-szilikátok mállási termékei vízben ion- és kolloid diszperz oldatokat alkotnak. A vizes oldatban az  $\text{Si}^{4+}$  és  $\text{Al}^{3+}$  viselkedése erősen pH függő (8. ábra).

A szilícium  $\text{Si}(\text{OH})_4$  alakban valódi oldatban van, de ha a koncentrációja 140 ppm fölé emelkedik, akkor a  $\text{SiO}_2$  polimerizálódik, és kolloid oldat jön létre. A kova kolloid viszont depolimerizálódhat, amikor hígításkor a  $\text{SiO}_2$  mennyisége 120 ppm alá csökken. A depolimerizálódással a kolloid oldatból ismét valódi oldat lesz. Az amorf kova oldékonysága pH>9 esetén, lúgos közegben ugrásszerűen megnő.



8. ábra Az amorf SiO<sub>2</sub> és Al(OH)<sub>3</sub> oldhatósága a pH függvényében (krauskopf, 1956; wey r., siffert b. 1961 nyomán).

Savas közegben az Al(OH)<sub>3</sub> nagyobb oldhatósága miatt az oldatban Al<sub>3+</sub> > Si(OH)<sub>4</sub>, lúgos közegben a SiO<sub>2</sub> oldékonyságának növekedése miatt azonban jelentős mennyiségű szilícium is oldatba kerül az alumínium mellett : AlO<sub>3</sub>H<sub>2</sub><sup>-</sup> ≈ Si(OH)<sub>4</sub>. Az előzőekből következik, hogy a savas, vagy lúgos pH viszonyok között adott a lehetőség az oldatban levő kovasav és Al<sup>3+</sup> újrakapcsolódására. Így különböző agyagásványok, ún. sziallitok képződhetnek. Savas körülmények között kaolinit, míg lúgos közegben illit, montmorillonit keletkezése valószínű. Az SiO<sub>2</sub> ásványcsoport tagjai közül a kvarcok (SiO<sub>2</sub>) és az opálok (SiO<sub>2</sub>·nH<sub>2</sub>O) az egyes talajokban jelentős mennyiségben találhatóak. A kvarcok elsődlegesen savanyú magmás kőzetek kőzetalkotó részei, de képződhetnek másodlagosan a szilikátok mállásakor is. Mind fizikailag, mind kémiaiilag igen ellenállóak, ezért homoktalajok fő összetevője.

A mikrokristályos szilícium-dioxid gyengén kristályosodott csoportját képviselik az opálok, a szerkezetükben mindig jelenlevő víztartalommal (1–25% között változik, az átlag 2–7%). Az opálok vulkáni, üledékes és biogenetikai környezetben keletkezhetnek. Az első esetben forró, kovasavban gazdag vizekből válnak ki riolit, trachit, andezit üregeiben. Az üledékes előfordulások homokkövekhez kötöttek. A párolgási és a talajvízben végbemenő bonyolult folyamatok révén, ma sem teljesen tisztázott folyamatok eredményeként keletkeznek, rétegeket, teléreket alkotva. Számos szerkezet (kovamoszatok, sugárállatok, kovaszivacsok) kovavázát opálanyag alkotja, de egyes növények szilárdítószöveiteiben, pl. a zsurlókban is megtalálható, majd a növény elhalása után visszakerül a talajba.

A zeolitok olyan alumino-tektoszilikátok, amelyekben nm nagyságú csatornák, üregek találhatóak (nagy fajlagos felület), bennük lecserélhető kationokkal és az ún. zeolitos vízzel. A zeolitok mennyisége a talajokban nem jelentős, de egyes területeken, pl. a Zempléni-hegység déli részének közeteiben és talajaiban gyakoriak.

### Nem szilikátos alkotók

A talaj nem szilikátos összetevői rendszerint nem mindenütt, hanem egy adott területre korlátozódva dúsulnak. A csoport tagjai változatos összetételűek. Közülük néhány magmás eredetű, mint pl. a szulfidok közül a pirit, a foszfátok közül az apatit. A többség viszont az elsődleges, magmás ásványok bomlásából származik. Keletkezésüket, üledékes körülmények között több tényező befolyásolja, mint pl. a pH, redoxipotenciál, hőmérséklet, vagy az élőszervezetek közreműködése.

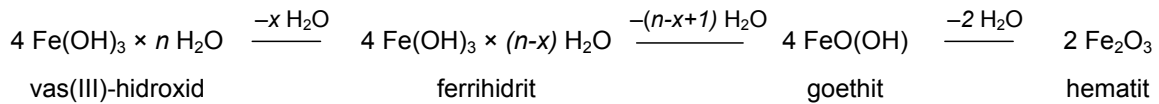
### 1.4.3. Oxidok és rokon vegyületek

Az előző fejezetben szó esett, hogy a szilikátos kőzetek kémiai mállásakor számos tényező befolyásolja, többek között a közeg pH-ja. Az oldatba került komponensek közül, ha most az alumínium viselkedését vizsgáljuk, a következőket kapjuk. Az  $\text{Al}(\text{OH})_3$  enyhén savanyú és semleges közegben (pH 5–7) gyakorlatilag oldhatatlan, kicsapódik. pH < 5 tartományban az alumínium, mint bázis disszociál:  $\text{Al}(\text{OH})_3 \rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 3 (\text{OH})^-$ ; erősen lúgos közegben viszont amfoter karakterének megfelelően, savként viselkedik:  $\text{Al}(\text{OH})_3 \rightleftharpoons \text{AlO}_3\text{H}^{2-} + \text{H}^+$ .

5–7 pH tartományban —kedvező körülmények között— el tud különülni a szilícium az alumíniumtól (allitos mállás), az alumínium helyben dúsul (8. ábra). Rendszerint a vas is ugyanekkor csapódik ki. Az alumínium, hidroxid és/vagy oxid-hidroxid vegyületek formájában halmozódhat fel más elsősorban vas, esetleg mangán ásványokkal együtt, belőle a diagenezis során a bauxit nevű üledékes kőzet jön létre.

Trópusi talajokban és a hazai bauxitos vörös agyagokon leggyakoribb alumínium ásványai a gibbsit (hidrargillit),  $\gamma\text{-Al}(\text{OH})_3$ , diaszpor,  $\beta\text{-AlO}(\text{OH})$ , böhmít,  $\gamma\text{-AlO}(\text{OH})$ . A környezet pH-jától, víztartalmától, más ionok jelenlététől stb. függően, ezek az ásványok egymásba átalakulhatnak.

Az alumíniummal gyakran a vas is kiválik vas(III)-hidroxid gél  $\text{Fe}(\text{OH})_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ , vagy oxid-hidroxidként goethit  $\gamma\text{-FeO}(\text{OH})$ , esetleg lepidokrokit  $\gamma\text{-FeO}(\text{OH})$  formában. A körülményektől függően az oldatból kivált vas(III)-hidroxid lépcsőzetesen, lassú vízvesztés közben változatos összetételű ferrihidritek, majd vas(III)-oxi-hidroxidok és végül vas(III)-oxidá hematitá  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  alakulhat. A folyamatok reakciósémája a következő



Mivel a vízvesztést a száraz és meleg környezet segíti elő, a hematit melegebb éghajlat vagy mikroklíma hatása alatt képződött talajokban gyakori. A goethit-hematit átalakulást a közeg pH-ja is befolyásolja, lúgos közegben inkább goethit keletkezik. A goethit a talajban leggyakrabban előforduló vasásvány és a legtöbb talaj barnás, vöröses színét adja. Magmás kőzetek járulékos ásványa a magnetit  $\text{FeO} \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$ , benne a vas két és három vegyértékű. Igen ellenálló ásvány, ezért talajokban elsődleges formában fordul elő. Ráadásul ferromágneses ezért a talajok homokfrakciójából könnyen eltávolítható.

A vashoz hasonló viselkedésű a mangán is. A feketésbarna mangán(III)-hidroxidból  $\text{Mn(OH)}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$  alacsony redoxipotenciálon manganit  $\gamma\text{-MnO(OH)}$ , illetve aerob körülmények között piroluzit  $\beta\text{-MnO}_2$  keletkezik. A piroluzit a talajokban, vasborsókban és a kérges bevonatokban a vasásványok kísérője.

A titán oxidok polimorf módosulatai a rutil  $\text{TiO}_2$  és anatóz  $\text{TiO}_2$ , valamint az ilmenit  $\text{FeO} \cdot \text{TiO}_2$  igen ellenálló, nehéz ásványok. Homoktalajok nehézásvány frakcióinak vizsgálata a keletkezés eredetére vonatkozó fontos információkat szolgáltatnak.

#### 1.4.4. Karbonátok

A málláskor oldatba került kalcium egy része kiválhat még a szárazföldön (az oldat  $\text{CO}_2$  tartalmának csökkenése, az oldat bepárlódása miatt), másik része a tengerbe kerül és ott válik ki elő szervezetek közreműködése révén. A talajokban gyakran előforduló ásvány, a trigonális rendszerű kalcit  $\text{CaCO}_3$ . Tiszta vízben alig, szén-dioxidot tartalmazó vízben kalcium-hidrogénkarbonát  $\text{Ca(HCO}_3)_2$  formájában oldódik és szállítódik. A  $\text{CaCO}_3$  másik polimorf módosulata a rombos rendszerű aragonit, a talajokban csak kisebb mennyiségben fordul elő. Közöséges hőmérsékleten és nyomáson az aragonit kevésbé stabil, és jóval kevésbé gyakori, mint a kalcit. Ugyanakkor mindkét ásvány, már híg sósav hatására hidegen, erős pezsgés közben oldódik. Ha száraz éghajlatú vidéken a talaj kapillárisaiban a felszínre jutó víz kalcium-hidrokarbonátot tartalmaz, az oldószer bepárlódása következtében, a talaj felszíni rétegeiben mészkiválás történhet, pl. Csolyóspálos térségében.

A kettős karbonátok közül a dolomit  $\text{CaMg(CO}_3)_2$ , csak a forró sósavban oldódik. A dolomit a kalcit-hoz hasonlóan kőzetalkotó ásvány és gyakori összetevője a talajoknak. Érdekesség, hogy hazánkban a Duna-Tisza közti egyes hipersalin (az átlagos tengervíznél magasabb sókoncentrációjú) tavak vizéből sikerült dolomit kiválást kimutatni.

A szóda vagy nátron  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  szikes talajok só kivirágásaiban és sófelhalmozódási szintjeiben fordul elő.

A sziderit  $\text{FeCO}_3$  ott található a talajokban, ahol vasredukció történt. Többnyire vaskonkréciók alkotórésze. Levegővel érintkezve oxidációs folyamatok révén felülete, vagy akár egész tömege vas-oxiddá és oxi-hidroxiddá alakulhat (limonitosodás). Hazánkban Bagamér-Létavértes, valamint a Somogyiszob környéki lokális limonit, helyenként sziderit dúsulások ismertek.

### 1.4.5. Foszfátok

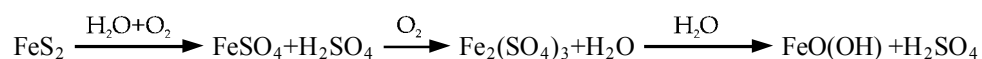
A leggyakoribb foszfátásványok az apatit-csoport általános képlettel  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})$  jellemezhető tagjai. A földkéreg foszfáttartalmának 95%-a ebben a formában van jelen. A csoport legelterjedtebb tagja a fluorapatit  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$ . Az apatit-csoporton belül a töltést kiegyenlítő anionok minősége szerint fluor-, klór-, hidroxilapatitokat, karbonát-fluorapatitokat (francolitot)  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4, \text{CO}_3)_3\text{F}$ , karbonát-hidroxilapatitokat  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4, \text{CO}_3)_3\text{OH}$  lehet megkülönböztetni. A apatitok vízben nehezen oldódnak, ezért műtrágyaként történő felhasználás előtt víz oldhatóvá kell alakítani.

Az apatit a magmás kőzetek túlnyomó többségében járulékos elegyrészként fordul elő. A földes megjelenésű, üledékeket illetve üledékes kőzeteket, amelyek foszfortartalma 20% vagy annál nagyobb, foszforitoknak nevezzük. A foszforitok fő ásványa a karbonát-fluorapatit a francolit. A szárazföldi foszforitok képződésében jelentős szerepet tölt be a tengeri madarak ürüléke az ún. guanó. A foszfatizáció igen nagy mértékű a guanóval borított, a tenger szintje fölé emelkedő mészkőképződményeken. A guanóból a foszforvegyületeket az esővíz kioldja majd a mészkő kalcium-karbonátjával cserebomlási reakció(k)ban francolittá alakulhatnak. Nagy vastagságuk ellenére ezek a telepek lokális jelentőségűek. A foszfornek az élőszervezetben betöltött szerepe létfontosságú. Az állati, emberi csontokban és fogakban különböző szeretlen formában jelentős mennyiségben halmozódnak fel, ugyanakkor szerves foszfátként nukleinsavaknak (dns, rns), vagy adenzin-trifoszfátnak (atp) szintén igen fontos alkotórésze.

A strengit  $\text{Fe}^{3+}(\text{PO}_4)_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  és variszcit  $\text{Al}(\text{PO}_4)_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  savanyú talajokban található. A vivianit  $\text{Fe}_2(\text{PO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$  pirit és markazit bomlásából származó vasoldatok és foszfáttartalmú oldatok egymáshatása során képződik, oxigénmentes környezetben. Lápokban található nagyobb mennyiségben, ezenkívül agyagokban (kékagyag), üledékekben (tőzeg- és lignitlepekben) szintén előfordul.

### 1.4.6. Szulfidok, szulfátok

A pirit  $\text{FeS}_2$  a legközönségesebb szulfidásvány, polimorf módosulatával, a sugaras-rostos megjelenésű rombos markazittal. Az utóbbi módosulata azonban felszínközeli környezetben kevésbé stabil, ezért gyorsabban mállik. A pirit igen változatos körülmények között képződhet. Magmáson egyaránt kiválhat olvadékból, vagy forró oldatokból, hidrotermás viszonyok között is. Üledékes környezetben, pl. széntelepekben megjelenése redukív viszonyokat jelez. Akár természetes, akár mesterséges (lignitporos szikjavítás alkalmával) kerül a talajba, a felszínközeli oxidálódva mállik és a talaj erős savanyodását okozza. A pirit mállása a következő sematikus folyamatokkal írható le:



A fenti folyamatokban keletkezett goethit, az előzőekben az „Oxidok és rokon vegyületek” részben bemutatott módon hematittá oxidálódhat. A reakciókban képződött kénsav, kalcit vagy mészkő jelenlétében gipszé  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  alakul. A gipsz egyrészt, mint mállástermék, másrészt mint üledékes kőzetek ásványaként jelenik meg egyes talajokban. Nagyobb mennyiségben, pl. bepárlódó tengeröblökben, szárazföldi lefolyástalan sós tavakban van jelen. Vízben rosszul oldódik.



A vízoldható mirabilit (glaubersó)  $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  és az epszomit (keserűsó)  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  egyes szikes talajokban fordul elő.

#### **1.4.7. Kloridok, borátok, nitrátok**

A kősó vagy halit  $\text{NaCl}$  sós talajokban fordul elő. Nálunk ritka, de sivatagi valamint tengermelléki talajokban gyakori.

A szilvin  $\text{KCl}$  a kősóval együtt található, de nagyobb oldékonysága miatt könnyen lepusztulhat. A kálium erősebben kötődik a talajok agyagásványaihoz, ráadásul a kioldott káliumot a növények nagyobb arányban építik be szervezetükbe, mint a nátriumot. A talajba kálíműtrágyaként használjuk és pótoljuk.

A bórax  $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  szikes és sós talajokban képződött sókivirágzásokban található. A nátronsalétrom (nitratin)  $\text{NaNO}_3$  a talajok szerves anyagának bomlása és sófelhalmozódás eredményeként felszíni sóvirágzásokban jelenik meg. Legnagyobb előfordulása Chilében az Atacama-sivatagban található, ahol közel 600 km hosszan követhető egy óriási nitrátelőfordulás egyéb szulfát-, nitrát-, jódásvány társaságában.

A kálisalétrom (niter)  $\text{KNO}_3$  a nátronsalétrom kíséretében fordul elő. A Tiszántúl számos térségében emberi közreműködéssel a XIX század első felében a trágyalével locsolt szikesek „salétromszerűin” mesterségesen állították elő, majd összeseperték, és puszkapor készítésére használták fel.

## 1.5. A talaj kémiai tulajdonságai

### 1.5.1. A talaj szerves anyaga

A talajban az élőszerkezetek (növényi gyökerek, talajflóra és -fauna) mellett jelentős mennyiségben vannak élettelen (abiotikus) szerves-anyagok (~85%). Ezek a természet élő szenciklusából kikerülő sokféle szerves molekula helyről-helyre, időről-időre változó, véletlenszerű halmaza.

Az élettelen szerves-anyagok egy része, a nem-humuszanyagok, a növényi és állati maradványok részlegesen lebomlott, átalakult termékei, szerkezetük kémiailag azonosítható.

A nem-humuszanyagok jellegzetes csoportjai:

- szénhidrátok (poliszacharidok pl. cellulóz, pektin, monoszacharidokból és uronsavakból épülnek fel, a talaj összes szervesanyag-tartalmának 6-15%-a)
- nitrogén tartalmú szerves vegyületek (pl. aminosavak, fehérjék)
- ligninek (növényi vázanyag), tanninok
- szerves savak: alifás (pl. hangyasav, zsírsavak) és aromás (pl. szalicilsav, galluszsav) karbonsavak
- foszfor tartalmú szerves vegyületek (pl. foszfolipidek, nukleinsavak)

A fenti vegyületek többnyire nem szabadon, hanem szerves- és szervetlenanyagokhoz, általában az ásványi szemcsékhez kötötten találhatóak a talajban. Jelentőségük kisebb, mint a belőlük képződő, a bomlástermékek összekapcsolódásával felépülő humuszanyagoknak.

A humuszanyagok a természet élő szenciklusából kikerülő szerves molekulák véletlenszerű halmazából képződő, kémiailag heterogén összetételű, funkciós csoportokban gazdag makromolekulás anyagok. A környezeti rendszerekben a szervesanyag mineralizáció köztes termékeinek tekinthetők, a kémiai degradációval szemben azonban viszonylag ellenállóak, így a természet legelterjedtebb nem élő szerves anyagai, megtalálhatók a talajokban, tőzegen, felszíni és felszín alatti vizekben, fiatalabb szekenben és a legújabb kutatások szerint a légköri aeroszolokban is. A humuszanyagok a Biológiai Lexikon frappáns megfogalmazása szerint "aromás karakterű háromdimenziós kolloidális rendszerek", kolloid tulajdonságaik, állapotváltozásaik meghatározzák viselkedésüket a környezeti rendszerekben.

Napjainkban növekvő érdeklődés tapasztalható a humuszanyagok iránt, mivel a környezeti rendszerekkel foglalkozó kutatók számára világossá vált, hogy számos környezeti kémiai folyamatot befolyásolnak, szerepük meghatározó az anyagmozgásban, mely kihatással van a szennyezőanyagok sorsára a természetes vizes rendszerekben.

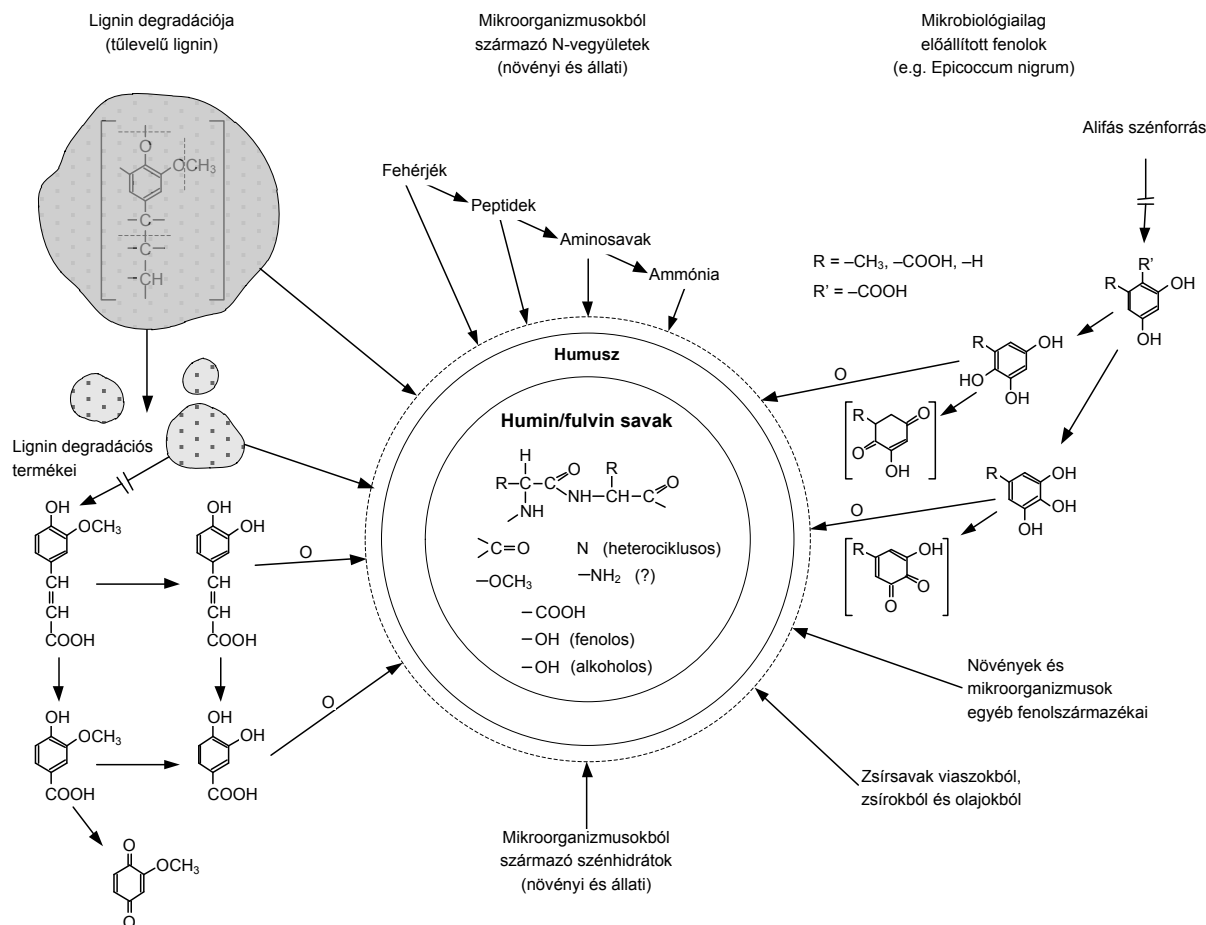
Az angol nyelvű nomenklatúra a Nemzetközi Humuszanyag Társaság (IHSS - Internacional Humic Substances Society IHSS Homepage: <http://www.ihss.gatech.edu>) megalakulása (1981) óta egységes. Az IHSS javasolt nevezéktana a kémiailag nem egységes, eredettől és kinyerési eljárástól függő összetételű anyagcsoport esetén alkalmazható műveleti definíció (operational definition). Kevés a magyar nyelven írott munka a humuszanyagokról, többnyire rövid leírásokat találhatunk a talajokkal foglalkozó könyvek fejezeteiben és a szaklexikonok vonatkozó címszavai alatt. A magyar nomenklatúra-gondok a tématerület angol nyelvű

irodalomában használt egyes angol szakkifejezések eltérő fordításából erednek. Az angol humic szó magyar megfelelőjeként a humin és humusz esetlegesen használt. Például a humic substances, mint az anyagcsoport neve, a magyar szakirodalomban humuszanyagok, vagy huminanyagok formában használt, a humic acid viszont egységesen huminsavként. Nem okozna gondot a humic humin fordítása, ha a humuszanyagok egyik frakcióját, a talajok oldhatatlan szervesanyagát, éppen nem így (humin) nevezné az angol szakirodalom. Célszerű lenne a talajtan és talajkémia területén elfogadott és egységesen használt nevezéktan (humic substances – humuszanyagok, humic acid – huminsav, fulvic acid – fulvosav, humin - humin) általánosítása, hogy ne forduljon elő, hogy egy lexikon két különböző címszava alatt, vagy a tankönyvekben ugyanaz az anyag más néven szerepel.

Alapvető a humuszanyagok interdiszciplináris jellege. Természetes létezésük, keletkezésük a humifikációs folyamatokban és mineralizációjuk, kvázi-egyensúlyi mennyiségük az egymással folytonos anyagcserében lévő környezeti rendszerekben csak komplex módon, biogeokémiai szemlélettel közelíthető. A szerves geokémiában jól ismert Welte-féle szerves C-ciklusban a humuszanyagok (a talajok és üledékek lényegesen átalakult szerves anyagaiként) az élő és élettelen C-ciklusok közti átmenetet biztosítják, amely az elsődleges szervesanyag termelésnek csupán 0,01-0,1%-t érinti. A biológiai aspektusok sokrétűek és a számos általánosan elfogadott megállapítás mellett a részletek ma még vitatottak. A környezeti rendszerekben a humuszanyagok többnyire a vízzel együtt vándorolnak. A természetes vizekben (tavak, folyók, tengerek, felszín alatti vizek) oldott szerves anyagok (dissolved organic matter - DOM) jelentős része humuszanyag. Előfordulnak barna, sőt sötétbarna színű humin- és fulvosavakban gazdag vizek tavakban (pl. humusztavak Skandináviában), víz befolyásoknál (pl. a Keszthelyi öbölnél a Balaton) vagy a szikeseken pangó humuszos vizekben. A DOM elsődleges forrása a talaj, de felszíni vizeknél az in situ képződés a vízi biomasszából is valószínű és az atmoszférikus hozzájárulás is jelentős (néhány európai régióban pl. hektáronként 10-40 kg C/év). A talajból alkalmas körülmények mellett (pl. eső, locsolás) kioldódnak és lemosódnak, leszivárognak a vízgyűjtőkbe, ill. nagyobb vízmennyiségeknél (pl. trópusi esők, áradások) diszpergálódnak és lesodródhatnak az ásványi szemcsékhez kötött humuszanyagok is. A körülmények megváltozásával (pl. sótartalom növekedés a folyók tengerekbe ömlésénél) kicsapódnak és humuszanyagban gazdag üledékek képződnek. Az utóbbi években megnőtt az érdeklődés a DOM-mal kapcsolatos kutatások iránt, mivel a DOM, noha mennyisége a talajban lévő és az élő C-ciklusból származó szerves szénhez viszonyítva kicsi, de közvetítésével történik meg a szerves szén átalakulása és transzportja, így szerepe központi a szárazföldi és a globális szerves C-ciklusban.

A humuszanyagok képződése növényi (szénhidrátok, fehérjék, viaszok stb.) és állati (zsírok, olajok fehérjék, stb.) eredetű anyagokból fizikai, kémiai, valamint enzimatis és mikrobiológiai átalakulások során az ún. humifikációs folyamatban történik. Számos hipotézis (pl. növény átalakulási, kémiai polimerizációs, sejt autolízis) közül a legvalószínűbb a kémiai polimerizációs vagy szintézises közelítés, amely a biopolimerek mikrobiológiai és enzimatis degradációjával és átalakulásával képződött kis molekulák oxidációs és polikondenzációs kémiai folyamatokat magában foglaló polimerizációját tételezi fel. A polimerizáció monomerjeinek, a valószínű prekursoroknak (forrásanyagoknak) sokféleségét jól szemlélteti az alább bemutatott Flaig által javasolt séma (9. ábra). A több mint negyed százada javasolt séma ma is helytálló, kiegészítésre csak az azóta azonosított szerkezeti elemek, a hosszú alifás szénláncok, forrásanyagai – a növényi viaszok és állati zsírok, olajok – tekintetében szorul, amelyet a 9. ábra árnyékolt mezőjében tüntettem fel. Tekintettel a forrásanyagok és a humifikációban résztvevő vegyületek sokféleségére és multifunkcionalitására nem várható,

hogy egy jól definiálható, egységes anyagcsoport képződjön a természetes körülmények között lejátszódó polimerizációs folyamatban.



9. ábra Humuszanyagok képződése a valószínű prekursorokból Flaig (1975) szerint az árnyékolt mezőben lévő kiegészítéssel.

A humuszanyagok összetett jellegéből és a természetes forrásaikból történő kinyeréssel kapcsolatos nehézségekből adódóan különböző típusú humuszanyagok vagy humuszanyag frakciók műveleti definícióját vezették be sok évvel ezelőtt. A leginkább elfogadott a savas és lúgos oldatokban való oldhatóság szerinti megkülönböztetés. Oldhatóság különbség alapján az alábbi, Flaig által javasolt humuszanyag frakciók ismertek:

Név	Lúgos oldat	Savas oldat	Alkohol
Fulvosav	oldható	oldható	-
Huminsav	oldható	oldhatatlan	oldhatatlan
Himatomelánsav	oldható	oldhatatlan	oldható
Humin	oldhatatlan	oldhatatlan	oldhatatlan

A humuszanyagok kinyerésére és a frakciók elválasztására számos különböző séma található az irodalomban. Talajok esetén a legelterjedtebb kinyerés a tradicionális módszernek nevezett 0,1 vagy 0,5 M NaOH oldatot használó lúgos extrakció. Az irodalomban korábban meglévő viták és a műveleti eltérésekből adódó hibák miatt az IHSS standardizálta a kinyerési és frakcionálási eljárást. Az IHSS honlapján a Standard Collection címszó alatt mindenki számára hozzáférhető a talajból és vízből történő huminsav és fulvosav kinyerés leírása.

A humuszanyagok jellemzésére ma már széles körben alkalmazott nagyműszeres módszerek az oldhatósági különbségek alapján kinyerhető klasszikus frakciók további frakcionálását igénylik. Humin- és fulvosavak, valamint DOM frakcionálásra kromatográfiás (GPC – gélszűrés, SEC – méretkizárás, adszorpciós HPLC-technika), elektroforézises (kapilláris, gél, pH-gradiens) és ultraszűréses (membrán sorozat) eljárásokat használnak.

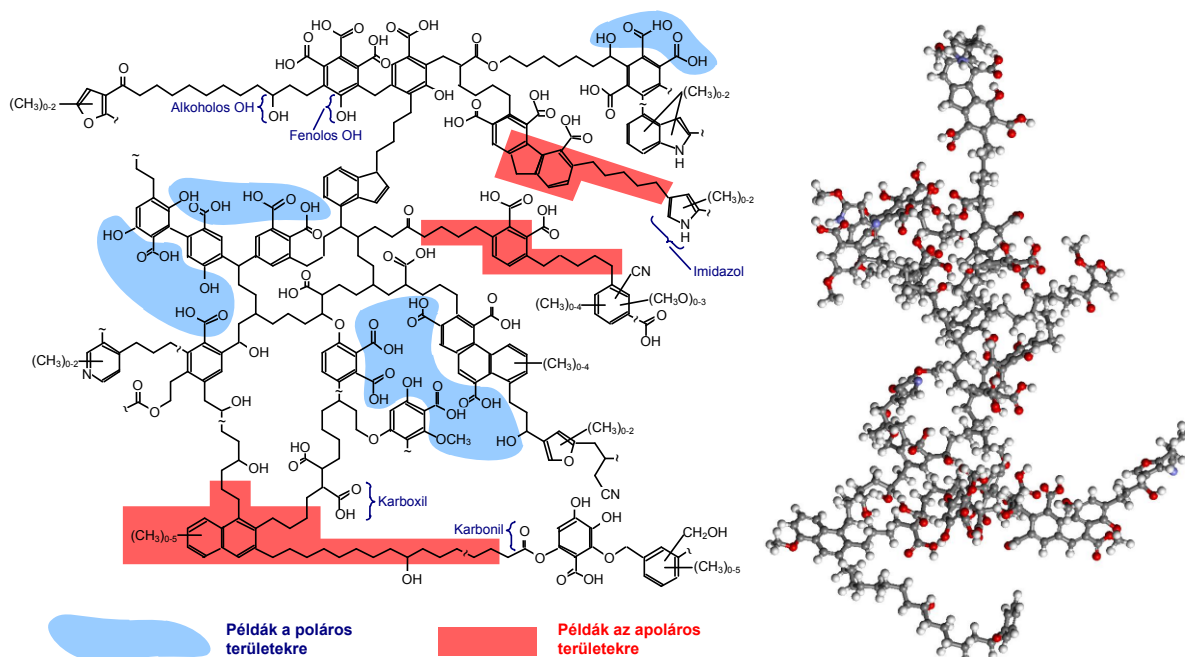
A humuszanyagok kémiai szempontból nem egységesek, bizonyos határokon belül hasonló szerkezetű és tulajdonságú, változatos méretű makromolekulák keverékei. A humuszképződés eltérő körülményei, a szerves bomlástermékek és a lehetséges reakciók sokfélesége következtében a humuszfrakciók kémiai és szerkezeti különbözősége extrém nagy. Noha számos, kémiai és szerkezetvizsgáló módszerekkel nyert hatalmas munka eredményein alapuló szerkezeti képlet a humin- ill. fulvosav frakciók jellemző részegységeire (építő blokkok, monomerek Stevenson, Schnitzer, Murray, Mortvedt, Haworth) ismert az irodalomban; a humusz molekula szerkezeti képletét keresni meglehetősen reménytelen vállalkozás, reális képlet megadni lehetetlen. A humuszanyagok kémiai szerkezetének felderítésére alkalmazott roncsolásos (pl. hidrolízis, oxidáció, redukció, biológiai degradáció, stb.) és nem roncsolásos, pl. spektroszkópiai módszerek, (UV-látható, IR, ESR, NMR), elektronmikroszkópia (TEM, SEM), kromatográfia (pirolízis GC, GC-MS, HPLC), ozmometria, elektroanalitikai és molekulatömeg meghatározási módszerek (VPO, UC, GPC, SEC, GC-MS, SAXS, SLS, DLS, ), viszkozimetria módszerek között szerepelnek a legújabb nagyműszeres (pl. XPS, ATR-FTIR, COSY és TOCSY NMR, AFM, LDI- és MALDI-TOF MS) vizsgálatok is. A roncsolásos technikákkal nyert molekulatöredékek ezreit kémiai azonosították, egy újabban rekonstruált "humuszmolekula" egyikét mutatja be a 10. ábra.

A humuszanyagok kémiai jellemzésére általában közlik az elemi összetételüket, amely eredetüktől és kinyerésüktől függően változik, de a C, H, O, N és S tartalom, valamint az O/C és H/C arány egy jellemző intervallumon belül van. A humuszanyagok kémiai szerkezetének a 10. ábra rajzán is jól azonosítható, jellemző egységei a következők:

- aromás váz: izociklikus és heterociklikus gyűrűk láncolata, melyben hidroxikarbonsav és kinoidális egységek dominálnak;
- a váz egyes részeit pl. C-C , C-O-C és N hidak kapcsolják össze;
- a vázhoz - a forrásanyag típusától, fizikai és kémiai tulajdonságaitól függően - eltérő gyakorisággal, s eltérő megoszlásban, fehérje, peptid, aminosav vagy szénhidrát egységek és alifás oldalláncok csatlakoznak;
- a humuszanyagok tulajdonságait jelentősen befolyásoló funkciós csoportok mind a vázon, mind az oldalláncokon megtalálhatók:
  - oxigéntartalmú funkciós csoportok: -COOH, fenolos -OH, melyek a savas tulajdonságok hordozói; alkoholos -OH és -C=O
  - nitrogéntartalmú funkciós csoportok: -NH, -NH<sub>2</sub>, melyek a bázikus jelleg hordozói.

A molekulák nagysága a váz méretétől, a hidrofilitás pedig elsősorban a funkciós csoportok és az oldalláncok mennyiségétől és minőségétől függ. Az aromás és alifás részek adják a molekula vázát, elágazó láncokkal és sok funkciós csoporttal. A 10. ábra során bemutatott virtuális szerkezet jó összhangban van a huminsavak reális tulajdonságaival:

- a funkciós csoport gazdagság miatti reaktivitással (kationmegkötő képesség és komplexképző tulajdonság),
- az amfifil jelleg (a poláris és apoláris térrészek elkülönülése) következtében mutatott felületaktív hatással (határfelületi felhalmozódás) és
- a makroionos (polielektrolit analóg) viselkedéssel.



10. ábra Egy huminsav molekula szerkezet két- és háromdimenziós ábrázolása. *Schulten és Schnitzer (1997) javaslata.*

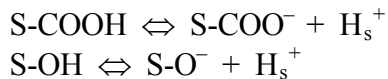
A molekula szimulációval felépített optimalizált térszerkezet (a 10. ábra jobb oldalán) egy valószínű konformációs állapotot mutat. A humusz molekulák térszerkezete a vizes oldat összetételétől, elsősorban pH-jától és ionerősségétől függően változik, különböző méretű üregek alakulnak ki, melyek képesek visszatartani szerves molekulákat (pl. peszticideket, szénhidrátokat, zsírokat) és szervetlen vegyületeket (pl. fém sókat, oxidokat, szilikátokat). A változó méretű üregekben megkötődő toxikus anyagok molekulái bezáródhatnak és a humusz molekulák expanzíójakor a szennyeződések felszabadulhatnak.

A humuszanyagok alapvető jellemzője a savasság. Általában kevés nitrogént tartalmaznak, így a bázikus tulajdonságokat hordozó csoportok mennyisége is csekély. A kén tartalom elhanyagolható, jelentős mennyiségűek viszont az oxigéntartalmú (pl. karboxil, fenolos és alkoholos hidroxil) funkciós csoportok. Így a humuszanyagok állapotát, viselkedését, kémiai, fizikai és kolloidkémiai tulajdonságaikat elsődlegesen az oxigéntartalmú savas – főleg a karboxil és a fenolos hidroxil – csoportjaik disszociációs állapota határozza meg.

A sav-bázis tulajdonságok leírásához szükséges a savas funkciós csoportok mennyiségi meghatározása és a sáverősség jellemzése, a disszociációs állandók  $pK_a$ -értékeinek számítása. Gyakran a teljes aciditást, a minta egységnyi tömegére vonatkoztatott savas csoportok moláris mennyiségét (mmol/g, mekv/g, ill. mekv/100 g egységben) adják meg. A fulvosavak teljes aciditása jellegzetesen nagyobb (~12-14 mmol/g), mint a huminsavaké (~6-10 mmol/g). A tisztított humin- és fulvosavak potenciometriás sav-bázis titrálási adatainak értékelésével a mennyiségi és minőségi jellemzők elvileg meghatározhatók. A titrálási görbék azonban azt mutatják, hogy a mintát polifunkciós savak keveréke alkotja, amelyben az egyes disszociációs lépcsők átfedik egymást, az egyedi  $pK_a$ -értékek közötti különbség kicsi, a görbe leírása problematikus. A kiértékelés modell-függő, az eddig ismert legtöbb modell a humuszanyagok protonkötésére egyszerűsített, mivel a humuszanyagok reális összetettségét, azt, hogy méret szerint különböző, változó számú és molekuláris környezetű különféle savas csoportokat tartalmazó molekulák keverékéből áll, valamint a makroionos jellegét, hogy a szénvázhoz kapcsolt csoportok disszociációjával kialakuló töltések sokasága által létrehozott lokális

elektrosztatikus tér hatással van az ionok megoszlására, csak közelíteni lehet. A sav-bázis tulajdonságok kvantitatív jellemzésénél további probléma, hogy a protolitikus folyamatok mellett a pH-függő redox-reakciók és az észtercsoportok hidrolízise is lejátszódik.

Egy egyszerű felületi disszociációs modell szerint a huminsavak bifunkciós felületű anyagoknak tekinthetők. A funkciós csoportok disszociációjára felírható protolitikus reakciók:



ahol  $\text{H}_s^+$  a felületi rétegben lévő hidrogén ionokat és S a szilárd mátrixot jelzi. Mivel a felületen töltések halmozódnak fel, kialakul egy lokális elektrosztatikus tér, ami befolyásolja az ionok megoszlását a felületi réteg és az egyensúlyi tömb fázis között. A hidrogén-ionok aktivitása felületi rétegben eltér az oldatban mérhető értékétől:

$$\{\text{H}_s^+\} = \{\text{H}^+\} \exp(-y_0)$$

ahol  $\{\text{H}_s^+\}$  és  $\{\text{H}^+\}$  a felületi réteg és a tömbfázis  $\text{H}^+$ -ion aktivitása,  $y_0$  a redukált potenciál,  $y_0 = e\psi_0/kT$ ,  $\psi_0$  felületi réteg és az oldat tömbfázisa közötti potenciál különbség. Definiálhatók a belső (intrinsic) disszociációs állandók:

$$\begin{aligned} K_{a1}^{\text{int}} &= (\{\text{S-COO}^-\} / \{\text{S-COOH}\}) \{\text{H}^+\} \exp(-y_0) \\ K_{a2}^{\text{int}} &= (\{\text{S-O}^-\} / \{\text{S-OH}\}) \{\text{H}^+\} \exp(-y_0) \end{aligned}$$

ahol a  $\{\}$  zárójel az adott spécies aktivitását jelentik. A disszociációval kialakuló elektrosztatikus tér leírása (a potenciál-távolság és a töltés-potenciál összefüggések) a választott elektrosztatikus modelltől (konstans kapacitás, diffúz kettősréteg, hármásréteg, Donnan) függenek.

A huminsav molekulák töltött térrészei közötti taszítás csökken, ha csökken a pH és nő a töltéseket árnyékoló elektrolitok koncentrációja. Nagy pH-kon és kicsi elektrolitkoncentrációnál a humát jól disszociált, a töltések kevésbé árnyékoltak, a negatívan töltött helyek erős taszítása miatt azok egymástól a lehető legtávolabbi helyet igyekeznek elérni, így a humát egységek "kinyílnak", expandálnak. Az ionerősség növelése elősegíti a humin- és fulvosav disszociációját, minél nagyobb a molekula, annál több a molekulánkénti töltésmennyiség és így kimondottabb az ionerősség hatása, azonban általában nem éri el a tipikus polielektrolitoknál (pl. poli-akrilsavak) tapasztalt mértéket. Feltételezhető, hogy a humin- és fulvosavak oldatban a polielektrolitok és az egyszerű elektrolitok között foglalnak helyet, azaz oldatban "oligoelektrolitként" viselkednek.

A humuszanyagok a természetes komplexképzők legfontosabb csoportja. A különböző funkciós csoportjaik nagy része komplexképző ligandum (pl.  $-\text{COOH}$ ,  $\text{Ph-OH}$ ,  $-\text{OCH}_3$ ,  $=\text{C}=\text{O}$ ,  $-\text{NH}_2$ ,  $-\text{NH}$ ,  $-\text{SH}$ ). Főleg a karboxil és a fenolos hidroxil, valamint a nitrogéntartalmú csoportok (lásd. 10. ábra) részvételével, a kelátképzést is magában foglaló, változatos szerkezetű fém-komplexek alakulnak ki. A komplexképződés a fémionok és ligandumok tulajdonságai mellett függ azok arányától és a pH-tól. A humin- és fulvosavak komplexképző kapacitása összemérhető a teljes aciditásukkal. Leggyakrabban a Cu(II)-re vonatkozó értékeket határozzák meg, ezek általában kisebbek, mint az adott minta teljes aciditására közölt értékek. Az irodalomban közölt komplexképződési "egyensúlyi állandók" valójában csak 1:1 sztöchiometriát feltételező, többnyire állandó pH-n meghatározott, adott modell feltételekkel terhelt átlagos egyensúlyi megoszlási hányadosok.

A humin- és fulvosavak eltérő erősséggel kötik meg a különböző fém-ionokat. A képződő komplexek egy része vízoldható. A vas (Fe), alumínium (Al), réz (Cu), kadmium (Cd) erősen, a magnézium (Mg) gyengén, más közönségesen előforduló fémek, mint pl. a kalcium (Ca), nikkell (Ni), ólom (Pb) és cink (Zn), közepesen kötődnek a humuszanyagokhoz. Számos esetben az oldott humuszanyagok általi komplexképzés megakadályozza a fémionok kicsapódását (pl. karbonát vagy hidroxid formában), így jelentősen növekedhet a vizekben oldott toxikus, radioaktív fémek (pl. Al, Sr-90) mennyisége. A humuszanyagok komplexképző hatásuk mellett aktív redukáló ágensként működnek a természetes rendszerekben. Így pl. az oxoanionokat ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ,  $\text{VO}_3^-$ ,  $\text{MoO}_4^{2-}$ ) képesek komplexálható fém-kationokká redukálni.

### 1.5.2. A humusz szerepe a talajban

A humuszanyagok a természetben együtt léteznek a szilárd ásványi részecskékkel. Minden eddig megismert tulajdonságuk, a felületaktív és makromolekulás jelleg, a reaktív funkciók csoport gazdagság, alapján várható, hogy kitüntetett affinitást mutatnak a szilárd felületekhez. A talajok szilárd fázisa humuszanyagokkal in situ felületmódosított ásványi halmaz, a szilárd/folyadék határfelületi tulajdonságokat a főleg agyagásvány és oxid részecskék felületén az oldódási-kicsapódási folyamatokban kialakuló szerves (elsősorban Fe- és Al-oxi-hidroxidok) és a szerves (humusz) fedések határozzák meg. A humuszanyagok a talajok különböző ásványi részecskéinek felületén többnyire

- felületi komplexképződéssel (pl. Al-szilikátok és agyagásványok élein lévő és terminális Al-OH helyeken, amorf és kristályos Fe- és Al-oxidok, hidroxidok Fe-OH és Al-OH helyein ligandum-csere reakcióval a felületi Fe- és Al-ionokat közvetlenül koordinálva),
- fém-hidakon keresztül (leggyakrabban Ca-hidakkal) és
- másodlagos kötőerőkkel (pl. H-híd, van der Waals kölcsönhatások) kötődnek.

Térszerkezeti okokból (10. ábra) a humusz molekulák savas funkciók csoportjainak csak egy része képes a felülethez kötődni. A talajoldatokban közönséges pH-kon (5-7) a nem kötött karboxilcsoportok részben disszociált állapotúak ( $-\text{COO}^-$ ), így a humusz polianionokkal fedett ásványi szemcsék a felületükön lévő változatos reaktív molekularészek (O és N tartalmú funkciók csoportok, alifás és aromás hidrofób régiók) mellett negatív töltések hordozóivá is válnak.

Ismert, hogy a talaj a növények termőhelye. E fő funkcióhoz a humuszanyagok alapvetően hozzájárulnak a talajok kémiai, biológiai és fizikai tulajdonságaira gyakorolt hatásaikon keresztül. A talajok organikus anyagai biztosítják a N, P és S utánpótlást a növények növekedéséhez, a talaj mikroorganizmusainak energia forrásai, elősegítik a jó talajszerkezetet. A humuszanyagok közvetett hatással vannak a növények mikroelem és nehézfém kationok felvételére, a herbicidek és más agrokemikáliák hatékonyságára, hozzáférhetőségére. Az alábbi 5. táblázat összefoglalja a humuszanyagok általános tulajdonságait és a hozzájuk kapcsolódó hatásokat a talajokban.

Ha a talajokban nincs jelen elegendő két vagy többértékű kation, főleg a cementáló hatásáról ismert  $\text{Ca}^{2+}$ , mint pl. az alkalikus szikesek esetén, akkor a talajokban a részecskék felületén lévő egyenetlen humusz réteg sztérikusan és elektrosztatikusan stabilizálja az ásványi komponenseket. A szerves réteg sztérikus és elektrosztatikus stabilizáló hatása miatt a részecskék (pl. a szikesekben az agyagásvány lamellák) diszpergálhatósága növekszik. A természetes vizes rendszerekben diszpergált részecskék aggregációs állapota folytonosan változik a változó körülmények, elsősorban az ionösszetétel (ionok minősége és



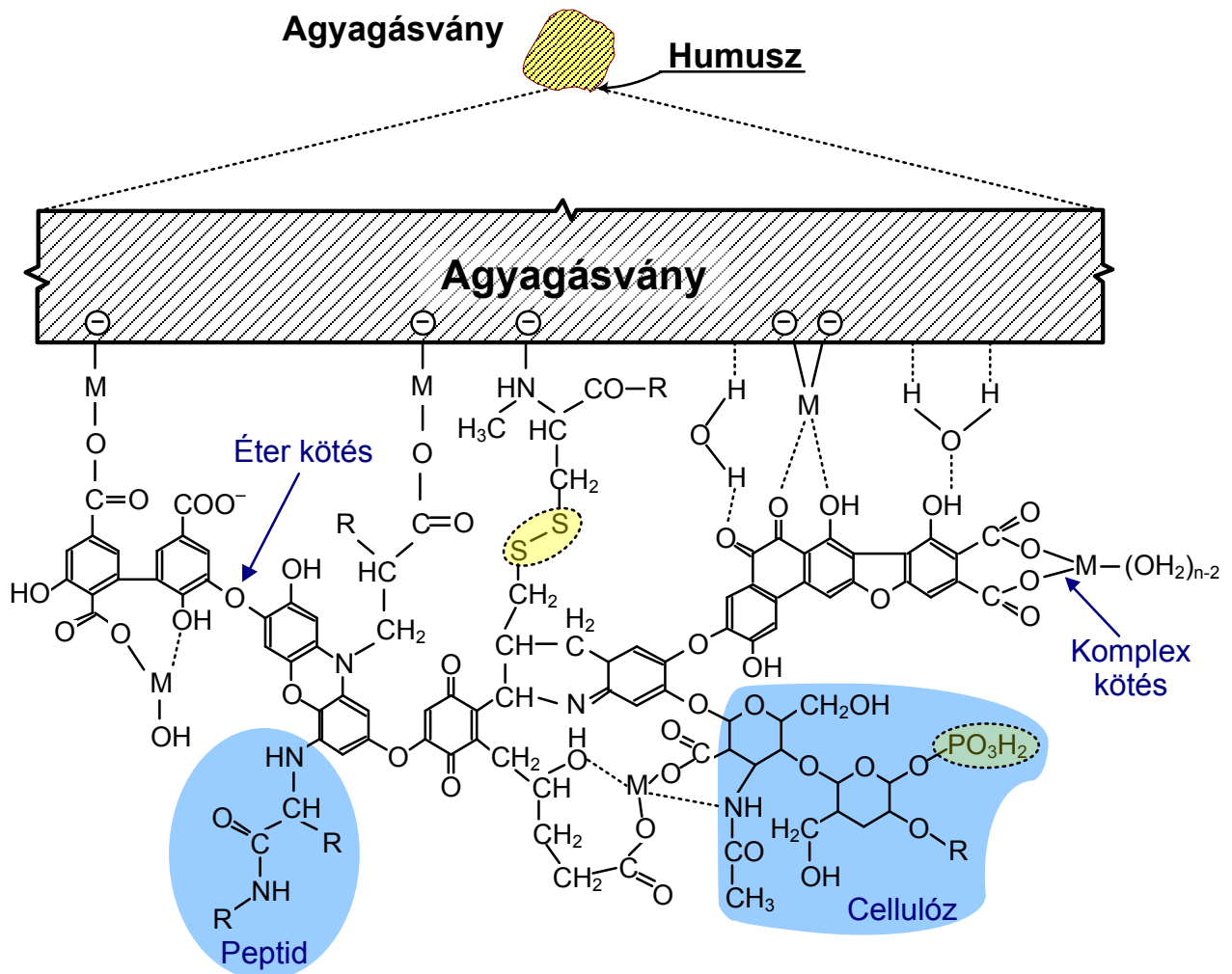
koncentrációja) miatt. A természetes vizekben oldott humuszanyagoknak az ásványi részecskékre kifejtett diszpergáló hatása nagyon fontos a környezeti folyamatok szempontjából (pl. elősegítik a vizes talajeróziót).

**5. táblázat Humuszanyagok általános tulajdonságait**

Humusz tulajdonság	Megjegyzés	Hatás a talajokban
Szín	Sok talaj tipikus sötét színét a humuszanyagok okozzák.	Elősegíti a felmelegedést.
Víz megtartás	Humuszanyagok a tömegük 20-szorosát képesek vízből megtartani.	A kiszáradást, zsugorodást segít megelőzni; növeli a nedvesség visszatartást a homokos talajokban.
Kapcsolódás agyagásványokhoz	Talajrészecskék összekapcsolása szerkezeti egységekké (ugynevezett aggregátumokká).	Stabilizálja a pórusszerkezetet, növeli az átjárhatóságot (permeabilitást), lehetővé teszi a gázok cseréjét.
Komplekképződés	Stabilis komplexeket képez $\text{Cu}^{2+}$ , $\text{Mn}^{2+}$ , $\text{Zn}^{2+}$ és más többvegyértékű kationnal.	A növények számára a nyomelem hozzáférhetőséget kiegyenlíti (pufferolja).
Oldódás vízben	Talajokban a humuszanyagok oldhatatlanságát részben az agyagásványokhoz való kötődésük, részben a két és több értékű kationokkal képződő sóik okozzák; az izolált humin- és fulvosavak részlegesen vízoldhatók.	Kicsi a szervesanyag veszteség a kilúgozódás folyamán.
pH viszonyok	A humuszanyagok pufferolják a talaj pH-ját az enyhén savas, semleges és alkalikus tartományban.	Segít fenntartani egy egységes reakció (pH) körülményt a talajban.
Kationcsere	Az izolált humuszanyagok teljes aciditása a 3000 és 14 000 $\text{mmol kg}^{-1}$ tartományban változik.	Növeli a talajok kationcsere kapacitását (CEC); sok talaj CEC-nak 20-70 %-a humuszanyagok jelenlétéből származik.
Mineralizáció	A szervesanyagok bomlása $\text{CO}_2$ -t és $\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{PO}_4^{3-}$ , $\text{SO}_4^{2-}$ ionokat termel.	Tápanyag forrás a növények növekedéséhez.
Kapcsolódás szerves molekulákkal	Befolyásolja a peszticidek bioaktivitását, az ellenállóképességet és a biodegradabilitást.	Módosítja a peszticidek alkalmazási dózist.

A megfelelő talajszerkezet kialakulásához ún. organo-minerális komplex képződése szükséges. A szerves anyagok az ásványi alkotórészekhez kationhíd segítségével kapcsolódnak. Ha a pH > 6 a humuszanyagok zömmel negatív töltésű polianionokká válnak, így azonban a szintén negatív töltésű agyagásványokhoz nem kapcsolódhatnak közvetlenül. Megkötődés akkor

alakulhat ki, ha az agyagásvány felületén olyan többvegyértékű kationok adszorbeálódnak, amelyek kationhíd kialakítására képesek, a legfontosabb ilyen kation a  $\text{Ca}^{2+}$ -ion.



11. ábra A szerves-ásványi komplex felépítésének sémája, M (metal) – fémion, pl.  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ .

### 1.5.3. Kolloidok a talajban

A talaj makroszkópos és mikroszkópos szinten is egyaránt határfelületi jellegű. Makroszkópos szinten a talaj, a pedoszféra egy vékony, törékeny határréteg a litoszféra felszínén, amelyen keresztül folytonos az anyagtranszport a bio-, a hidro- és az atmoszféra között. Mikroszkópos szinten a talaj összetett háromfázisú rendszer, a szilárd, a folyadék és a gáz halmazállapotban lévő sokféle komponens együttlétezése, amelyben a szilárd fázis pórusrendszerének üregeit folyadék (talajoldat: oldott sókat, szervesanyagokat és gázokat tartalmazó vizes oldat) és gáz (talajlevegő: széndioxidban dús) tölti ki. A talajban lejátszódó folyamatokban meghatározóak a határfelületi egyensúlyok, azaz

- a szilárd/folyadék (a talaj szilárd részecskéi és a vizes oldat)
- a szilárd/gáz (a talaj szilárd részecskéi és a talajlevegő), valamint
- a folyadék/gáz (a talajoldat és a talajlevegő) fázisok között fennálló anyagmozgások.

A határfelületeken keresztül végbemenő fizikai és kémiai folyamatokat tekintve alapvető, hogy mekkora felületen történik a molekulák, ionok mozgása, előnyös ha minél nagyobb. A talajok esetén a nagy határfelület (egységnyi tömegre vonatkoztatva a fajlagos felület, szokásos mértékegysége  $\text{m}^2/\text{g}$ ) a legkisebb, a kolloid mérettartományban lévő részecskékből felépülő pórusrendszernél valósul meg. A talaj szilárd szemcséi, a talajrészecskék mérete a makroszkópostól (szabad szemmel látható), a mikroszkóposon (optikai mikroroszkóppal látható) át a szubmikroszkópos (az optikai mikroszkóp felbontásánál,  $\sim 1 \mu\text{m}$ -nél kisebb, kolloid) tartományt egyaránt felöleli. Egy  $1 \text{ mm}$ -s homokszemcse fajlagos felülete  $0,002 \text{ m}^2/\text{g}$ ; egy  $1 \mu\text{m}$ -s agyagrészecskéjé  $2 \text{ m}^2/\text{g}$ ; és egy  $1 \text{ nm}$ -s (pl. huminsav) nanorészecskéjé pedig  $2000 \text{ m}^2/\text{g}$ . A talajokban lejátszódó fizikai, kémiai folyamatokat tekintve a kolloidok a talaj szilárd fázisának legaktívabb komponensei. Talajoknál nem az általában elfogadott  $\sim 1 \mu\text{m}$ , hanem a  $2 \mu\text{m}$  ( $0,002 \text{ mm}$ ) ekvivalens átmérő tekinthető a kolloidméret felső határának. Ennek a feltételnek a szilárd fázis ásványi komponenseinek agyagfrakciója és a szerves anyagok (humuszanyagok és nem humuszanyagok pl. fehérjék, szénhidrátok, stb.) felelnek meg. Ezek a talajkolloidok a talajszerkezet kialakításáért felelős anyagok. Mennyiségük csekély, a talaj mindössze néhány százalékát alkotják, jelenlétük azonban nélkülözhetetlen a kedvező tulajdonságok biztosításához.

### **A talajkolloidokban lejátszódó folyamatok és jelentőségük**

Fontos az ionok és molekulák visszatartása, az ioncsere, a gázok megkötése. A különböző határfelületeken, ez egyszerűtől az bonyolultabb felé haladva az alábbi folyamatok játszódnak le:

- a talajoldat és a talajlevegő (folyadék/gáz) határfelületen
  - abszorpció (pl. oxigén és nagyobb mennyiségben a széndioxid beoldódása)
  - párolgás/kondenzáció (a hőmérsékletváltozással főleg a folyadék állapotú víz párolgása és a vízgőz kondenzációja)
- a talaj szilárd részecskéi és a talajlevegő (szilárd/gáz) határfelületen
  - adszorpció (pl. illékony szervesanyagok felhalmozódása a talajrészecskék felületén)
- a talaj szilárd részecskéi és a vizes oldat (szilárd/folyadék) határfelületen
  - oldódás/kicsapódás (pl. karbonátok, oxidok/hidroxidok pH-függő oldódása, elmozdulása és kicsapódása)
  - adszorpció: ioncsere (pl. agyagásványok kation cseréje, fontos a  $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$  csere) és specifikus adszorpció (kémiai kötés, felületi vegyületek kialakulása pl.  $\text{H}^+$ -ionok ad- és deszorpciója, a protonálódás/deprotonálódás, felületi töltés kialakulás oxidokon; felületi komplexképződés pl. foszfát ionok megkötődése vas-oxidokon, humin- és fulvósavak megkötődése agyagásvány és oxid részecskéken)

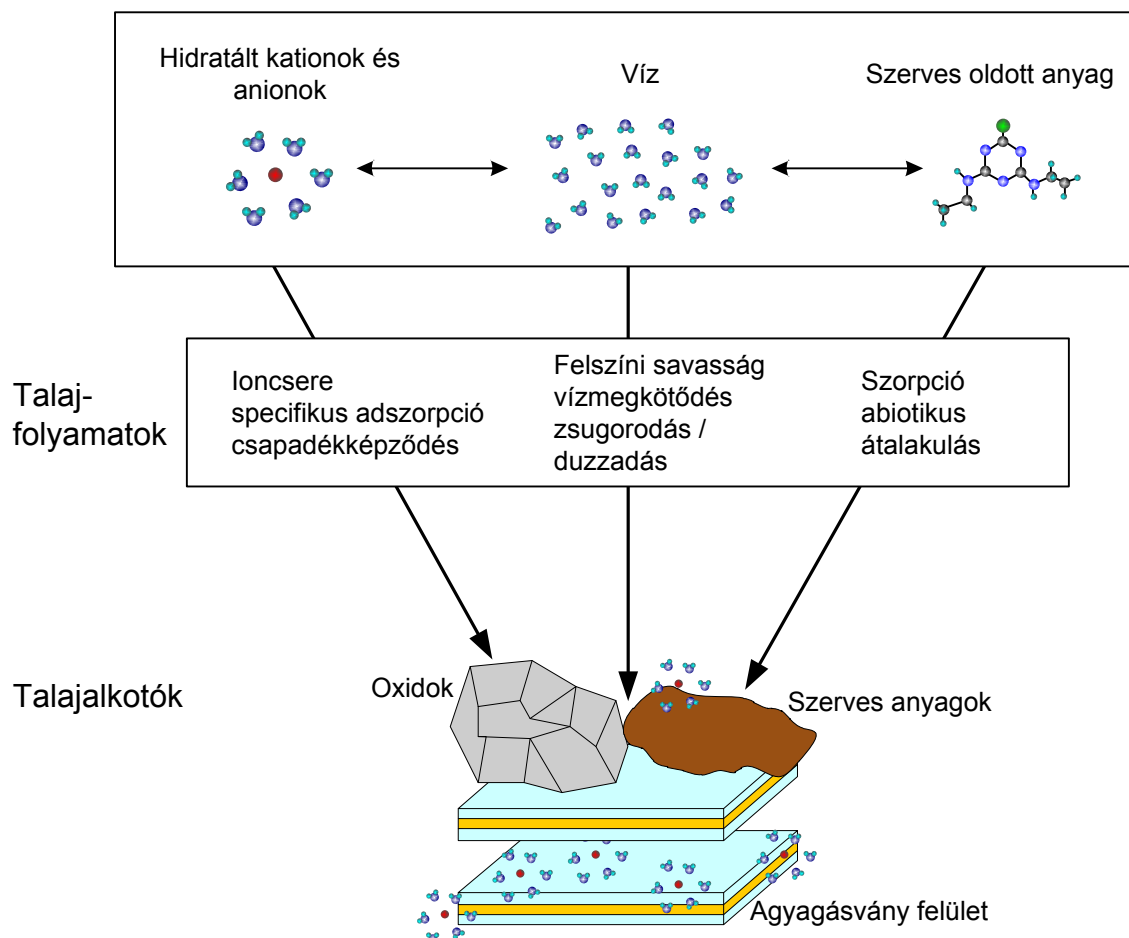
Ez utóbbiak, a talaj szilárd fázisa és a talajoldat között lejátszódó folyamatok (vázlatosan a 12. ábra szemlélteti) a legfontosabbak, a pedoszféra kölcsönhatása a bio-, hidro- és atmoszférával a talajoldatokon keresztül valósul meg.

A szennyezések megkötődését tekintve lényeges, hogy a talaj részecskék, néhány extrém esettől (pl. Japán és Új-Zéland vulkanikus talajai, részben az erősen mállott ausztrál, afrikai és dél-amerikai talajok) eltekintve negatív töltésűek és felületükön a következő hidrofíli/hidrofób, szerves/szervetlen aktívhelyek találhatóak meg:

- Poláris helyek:
  - állandó negatív töltések (az agyagásványok kristályrácsában az izomorf helyettesítések),

- változó töltéshelyek (a felületi -OH csoportok az oxidokon és az agyagásványok élein, valamint a humuszanyagok disszociálabilis -COOH és Ph-OH csoportjai, amelyeken az oldat pH-jától és az ionösszetételtől függő minőségű és mennyiségű töltés alakul ki)
- Apoláris helyek:
  - az agyaglamellák semleges sziloxán síkjai
  - a humuszanyagok hidrofób molekularészei.

### Talajoldat



12. ábra A talajszemcsék és a talajoldat közötti kölcsönhatás hálózat szemléltetése.

### Kationcsere-kapacitás, kicserélhető kationok

A talajkolloidok aktív helyeihez Coulomb-erőkkel kötött ionok nem épülnek be véglegesen a felületbe, hanem más (azonos jellemű) ionokkal kicserélhetők.

Mivel a talajkolloidok negatív töltéseinek száma jóval nagyobb, mint az anion-adszorpcióra képes pozitív helyeké, a kolloidok állapotára, s ezen keresztül a talaj tulajdonságaira — elsősorban az adszorbeált kationok fejtenek ki jelentős hatást.

A talajt ammóniumsulfát-oldattal átmosva azt tapasztalták, hogy az  $\text{NH}_4^+$ -ionok nagy részét a talaj visszatartotta, az átszivárgó oldatban pedig (a megkötött  $\text{NH}_4^+$ -ionokkal egyenértékű) más kationok:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  jelentek meg.

A talajkolloidok által megkötött kationok túlnyomó részét:  $\text{Ca}^{2+}$ -,  $\text{Mg}^{2+}$ -,  $\text{Na}^+$ -,  $\text{K}^+$ -,  $\text{H}^+$ ,  $\text{H}_3\text{O}^+$ - és  $\text{Al}^{3+}$ -ionok alkotják. Ezeket a kationokat — a talaj kémhatásának szabályozása szempontjából — két csoportra oszthatjuk.

- a) A Ca-, Mg-, Na- és K-ionok gyengén lúgos vagy lúgos kémhatásúvá teszik a talajt (ezért ezeket az adszorbeált ionokat — nem egészen szabatosan — kicserélhető bázisoknak is nevezik).
- b) Amikor az  $\text{Al}^{3+}$ - és  $\text{H}_3\text{O}^+$ -ionok kerülnek túlsúlyba a felületen, a talajoldat savanyú kémhatású lesz. Az alumínium-ionok savanyító hatása a következőképpen értelmezhető. Erősen savanyú közegben az alumínium hat molekula vízzel körülvett hexakva-ionként kerül oldatba. A kisméretű és három vegyértékű  $\text{Al}^{3+}$  azonban a vízligandumok elektronburkát erősen deformálja, ezért ha a közeg pH-ja valamivel nagyobb lesz, a hexakva-ion könnyen veszít protonokat (hidroxokomplexeiké alakul), s növeli az oldat  $\text{H}^+$ -ionkoncentrációját, gyengén savanyú kémhatásnál pedig Al-hidroxid formában kicsapódik.

Amikor a kicserélhető bázisok vannak túlnyomó többségben telítettek, ha pedig sok kicserélhető  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{H}_3\text{O}^+$  és protonált gyök (kovalens kötésű  $\text{H}^+$ ) van a felületen, telítetlennek mondjuk a talajt. (A kovalens kötésű protonokat nem soroljuk a kicserélhető kationok közé).

Kationcsere-kapacitás (jele: T, az angol szakirodalomban: CEC). Kifejezi, hogy egységnyi tömegű talaj — meghatározott pH esetén—, mennyi kationt tud kicserélhető formában (Coulomb-erőkkel) megkötni, más szóval megadja a kolloidok felületén lévő negatív töltések mennyiségét.

A T-érték hagyományos mértékegysége ezért nem a mmol, hanem a mgeé (milligramm-egyenérték). A kémiai egyenérték az elemeknek (ionoknak) azokat a mennyiségeit adja meg, amelyek egymással kémiai kötésbe lépnek, ill. vegyületeikben egymást helyettesíteni képesek. Egy ion egyenértéktömege = atomtömeg/vegyérték. A kationcsere-kapacitás (T) és a kicserélhető kation-tartalom gyakorlati mértékegysége: milligramm-egyenérték per száz gramm talaj (mgeé/100 g). Ennek megfelelően a T-érték azt mutatja, hogy 100 g légszáraz talaj hány mgeé kationt képes kicserélhető formában megkötni. A talajok szemcseösszetétele, humusztartalma és kationcsere-kapacitása között szoros összefüggés van, minél nagyobb egy talaj agyag- és humusztartalma, annál nagyobb a kation megkötő képessége. A talajok és üledékek szemcseméret-eloszlásától (textúrájától) függő átlagos T-értékek a következők:

Textúra osztály	T mgeé/100 g ( $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ )
homok	<5
homokos vályog	5—10
vályog	10—20
agyagos vályog	20—30
agyag	>30

A fontosabb talajkolloidok kationcsere-kapacitása:

Kationcserélő kapacitás (T), Talajkolloid	mgeé/100 g (= $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ )
Kaolinit	5—15
Illit	20—40
Vermikulit	120-200
Montmorillonit	60-120
Klorit	10—40
Allofánok	50-100

Vasoxidhidroxid	3
Humusz a talajban	200-300
Humuszsavak	800-900

A kicserélhető bázisok összes mennyisége az S-érték. Az erős bázisokat képező összes kicserélhető kation 100 g talajban, azaz

$$S = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+) \text{ mgeé/100 g (= cmol(+)kg}^{-1})$$

Meghatározásakor a talajt  $\text{BaCl}_2$ -dal vagy  $\text{NH}_4$ -acetáttal kezeljük, majd a kicserélő oldatban a  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  és  $\text{K}^+$  mennyiségét mérjük.

Savanyú talajoknál a Ca-, Mg-, Na- és K-ionok mennyiségét nemcsak az S, hanem a T %-ában is célszerű kiszámítani.

T—S-érték. A savanyító hatású kicserélhető ionok mennyisége:

$$T-S = (\text{Al}^{3+} + \text{H}_3\text{O}^+) \text{ mgeé/100 g.}$$

Bázistelítettség % (V%). Megmutatja, hogy az adszorpcióra képes helyek hány %-át kötik le kicserélhető bázisok:

$$V\% = \frac{S}{T} \cdot 100$$

Ha  $V\% > 80$ , telített; ha 50—80 közötti, telítetlen, ill. gyengén telítetlen; ha pedig  $V\% < 50$ , akkor erősen telítetlen a talaj.

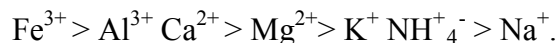
Telítetlenségi % (U%). A telítetlenséget okozó kicserélhető kationok relatív mennyisége:

$$U\% = \frac{T - S}{T} \cdot 100 = 100 - V\%$$

A kationcsere a kolloidok felületén adszorbeált kationok és a talajoldat kationjai között játszódik le, s dinamikus egyensúlyra vezet. Ekkor az ionok eloszlásában további mennyiségi változás nem történik ugyan, de a kationok egyenértékű mennyiségei az egyensúlyi állapotban is cserélődnek a fázisok között. Ez az állapot mindaddig fennmarad, míg a talajoldat összetétele meg nem változik. Ha (a talaj száradásakor, öntözésekor, stb.) az oldat koncentrációja vagy összetétele módosul, ismét megindul a kicserélődés. Ez addig tart, amíg az újabb körülményeknek megfelelő egyensúly ki nem alakul. Bármely kationfajta adszorbeált mennyisége oldatbeli koncentrációjától s a cserhelyekért vele versengő kationok adszorpcióképességétől függ.

A különböző kationok nem azonos mértékben s nem egyforma erővel kötődnek a kolloidok felületén. Azonos koncentráció esetén a nagyobb vegyértékű ionok nagyobb mértékben adszorbeálódnak, mint a kisebb vegyértékűek. Azonos vegyértékű ionok közül a kevésbé hidratáltak adszorpcióképessége nagyobb, mint a jobban hidratált ionoké. A hidratáló vastagságát elsősorban az ion mérete és töltése szabja meg. Minél kisebb a dehidratált kation átmérője, és minél nagyobb a töltése, vizes oldatban annál vastagabb hidrátoszféra veszi körül.

A kationok adszorpciós affinitásának sorrendjét a liotrop-sor mutatja:



Az egyensúlyi oldat koncentrációjának változásával sajátos módon módosul a kationok vegyértékének adszorpciót befolyásoló hatása. A talajoldat hígulásával ui. a nagyobb vegyértékű kationok megkötődése fokozódik a kisebb vegyértékűekkel szemben, tehát a vegyérték hatása jobban érvényesül. Az oldat töményedésekor viszont a kisebb vegyértékű kationok adszorpciójának lehetősége nő meg, azaz csökkennek a vegyértékből adódó különbségek. Ez a jelenség az ionaktivitás (a hatékony ionkoncentráció) figyelembevételével értelmezhető.

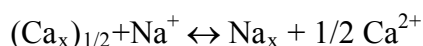
Azonos vegyértékű kationok csereegyensúlya. Amikor a kicserélődési folyamatban csupán két, egyenlő vegyértékű kationfajta (pl.  $\text{Na}^+$  és  $\text{K}^+$ ) vesz részt, s ezek közül az egyik adszorbeált állapotban van, a másik pedig a kicserélő oldat kationja, akkor a tömeghatás törvényét lehet alapul venni az egyensúlyi állapot leírásához. Ha adszorbeált K-mal telített talajra Na-ionokat tartalmazó oldat hat, felírhatjuk az alábbi egyensúlyi reakciót:



$$K = \frac{\text{Na}_x \cdot \text{K}^+}{\text{K}_x \cdot \text{Na}^+}, \text{ azaz } \frac{\text{Na}_x}{\text{K}_x} = k \frac{\text{Na}^+}{\text{K}^+}$$

Az egyenletben az „x” index jelöli a kicserélhető kationokat. Ezek mennyiségét szokásosan mg/100 g egységekben, az oldatban lévő ionokét pedig mmol/l-ben fejezzük ki. A „k” értéke bizonyos koncentrációhatárok között nem, vagy csak igen kis mértékben változik. Az egyenletből következik, hogy az egy vegyértékű adszorbeált kationok egymáshoz viszonyított arányát egyensúlynál, ugyanezen kationok oldatban mért koncentrációinak aránya határozza meg. Az összefüggésben koncentrációk használata csak híg oldatok esetén fogadható el. Nagyobb töménységű oldatoknál helyesebb a koncentrációk helyett a megfelelő ionaktivitásokkal számolni.

Különböző vegyértékű (egy és két vegyértékű) kationok csereegyensúlya. A Na—Ca csere jellemzésére legáltalánosabban a reakciókinetikai elvekből kiinduló Gapon-egyenletet használják. Feltételezve az alábbi reakciósémát:



felírható, hogy

$$\frac{\text{Na}_x}{\text{Ca}_x} = k'_G \cdot \frac{\text{Na}^+ \text{ mmol/l}}{\sqrt{\text{Ca}^{2+} \text{ mmol/l}}}$$

Ha a folyékony fázisban (a talajoldatban) lévő ionkoncentrációkat mmol/l helyett mg/100 g-ban fejezzük ki, s a két vegyértékű (Ca és Mg) ionok összegével számolunk, a Gapon-egyenlet gyakorlatban használatos formájához, az ún. módosított Gapon-egyenlethez jutunk:

$$\frac{Na_x}{Ca_x + Mg_x} = \frac{Na^+ mgeé}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+} mgeé/l}{2}}} = k \cdot SAR$$

A  $k_G$  a Gapon-féle kicserélődési állandó. Értéke általában: 0,015—0,025;  $mgeé/l = cmol(+)/l$ ;

$$SAR (sodium adsorption ratio) = Na^+ / \sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}$$

Az egyenletből kitűnik, hogy az oldat koncentrációjának növekedésekor az egy vegyértékű kationok adszorpcióképessége növekszik.

### **Az adszorbeált kationok talajkolloidikai hatása**

A  $Ca^{2+}$ -,  $Mg^{2+}$ -,  $K^+$ -,  $Na^+$ - és  $H^+$ -ionok rendszerint minden talajban megtalálhatók adszorbeált formában. Mivel ezek a kationok a kolloidokat különböző mértékben tudják koagulálni, a talaj tulajdonságait jelentősen befolyásolja az, hogy milyen a szilárd fázisban megkötött kationok mennyiségi és minőségi megoszlása. Azt a kationfajtát, amelyik elsősorban megszabja a talajrészecskék viselkedését, uralkodó vagy domináns kationnak nevezzük. Ebben a tekintetben nem a különféle kationok abszolút mennyisége, hanem a többi kationhoz viszonyított relatív értéke (a T, ill. az S %-ában kifejezett mennyiség) a döntő. Valamely adszorbeált kationfajta domináns volta azonban nem feltétlenül azt jelenti, hogy relatíve többségben van a többi kationnal szemben.

A Na-ionok a talajkolloidok peptizációját okozzák. A kedvezőtlen kolloidikai hatás már 5% kicserélhető-Na-tartalom esetén jelentkezik. A Na-ban gazdag talajok nedvesen duzzadnak, szappanszerűen kenődővé válnak, kiszáradva mélyen repedeznek, s kőkemények. Rossz vízgazdálkodású talajok. Kémiai és fizikai javítást igényelnek. Ha a kicserélhető Na-ionok relatív mennyisége ( $Na_{S\%}$ ) eléri az 5 S%-ot, már valamelyest romlanak a talaj fizikai és kémiai sajátságai;

- 5—15%-nyi mennyiségben már észrevehető kedvezőtlen hatást fejtenek ki (szikesítik a talajt),
- 15—25% közötti kicserélhető Na-tartalom esetén már nagymértékben leromlott (erősen szikes jellegű), ha pedig
- $Na_{S\%} > 25$ , akkor kifejezetten szikes a talaj.

A Ca-ionok kedvező hatása csak akkor érvényesül, ha a talaj telítettsége (a V % értéke) több mint 80%, és a  $Ca^{2+}$  relatív értéke eléri az S-érték 70-80%-át,

A Ca-ionok az ásványi és a humuszkolloidokat koagulálják. Jelentős szerepük van a jó talajszerkezet kialakításában. Kitűnő vízgazdálkodás, jó tápanyag-szolgáltató képesség jellemzi a Ca-ban gazdag talajokat.

A Mg-ionok viszonylag nagy vízmegkötő képességük folytán (az S-érték 30%-át meghaladó mennyiségben) aszályérzékennyé teszik a talajt. Az ilyen talajok szerkezete rosszabb, s holtvíztartalma is sokkal nagyobb, mint az ugyanolyan szemcseösszetételű Ca-talajoké.

A K-ionok kolloidikai hatása kevésbé kedvezőtlen, mint a  $Na^+$ -é. Talajainkban nagy mennyiségű kicserélhető kálium általában nem fordul elő.

Az erősen savanyú ( $H^+$ - és  $Al^{3+}$ -ionok által uralt) talajok fizikai, kémiai és növénybiológiai szempontból egyaránt kedvezőtlen tulajdonságokat mutatnak. A káros savanyúság kémiai



javítással (meszezéssel) szüntethető meg. Egyes anionok ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) csak elektrosztatikus vonzás révén, kicserélhető formában kapcsolódnak a kolloidok pozitív töltésű helyeihez (nem specifikus anion-adszorpció). A többi gyakori anion, a foszfátionok ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), a  $\text{SiO}_4^{4-}$  a  $\text{SiO}_4^{2-}$  és a F viszont főként specifikusan kötődik a változó töltésű felületekhez.

A specifikus adszorpcióra képes anionok, a változó töltésű ásványi kolloidok (vas-, alumínium-, mangán-oxidok és -hidroxidok) felületéről, kiszorítják a fémionokhoz kapcsolódó ligandumok egy részét, s azok helyett beépülnek a felületbe (ligandumcsere). Ez a folyamat alapvetően eltér a nem specifikus anion-adszorpciótól, mivel:

- sokkal nagyobb a kötési energia, ezért a specifikusan kötött aniont nem lehet kicserélni más anionokkal;
- nemcsak pozitív, hanem negatív töltésű vagy töltés nélküli kolloidfelületen is lejátszódhat.

A talajfolyamatok szempontjából a foszfát- ( $\text{HPO}_4^{2-}$ , és  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) ionok specifikus adszorpciója a legjelentősebb, mert az csökkenti a talaj felvehető foszforkészletét.

Tágabb értelemben specifikus adszorpciónak, ill. kemisorpciónak tekintik azt is, amikor erősen savanyú talajban egy ion mennyisége oldhatatlan vegyületek képződése (kicsapódás) miatt csökken. Pl.:  $\text{Al}^{3+} + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{AlPO}_4$ . Ehhez azonban nem szükséges a változó töltésű kolloidfelület jelenléte, ezért ez tulajdonképpen nem adszorpció folyamat.

#### 1.5.4. A talaj savanyúsága és lúgossága

A kémhatás a folyadék lúgos, közömbös vagy savas voltát jelenti, mely az oldatban (vagy szuszpenzió folyadék fázisában) lévő  $\text{H}^+$ -ionok koncentrációjától függ. Mivel a gramm ion/l-ben megadott  $\text{H}^+$ -koncentrációk számértéke igen kicsi, ezért Sørensen javaslatára annak a mínusz eggyel szorzott 10-es alapú logaritmusát (pH) használjuk a kémhatás kifejezésére:  $\text{pH} = (1) \cdot \log(\text{H}^+) = 1/\log(\text{H}^+)$ , ill.  $(\text{H}^+) = 10^{-\text{pH}}$ .

A talaj kémhatása tulajdonképpen a talaj folyékony fázisának kémhatása. Ennek értékét azonban egyrészt igen körülményes lenne megállapítani, másrészt a folyékony fázis kémhatása térben és időben változik, a talaj nedvességi állapotától, a növényzet élet-folyamatai során keletkezett anyagoktól és egyebektől függően. Ezért konvencionálisan a légszáraz talajból 2,5-szeres mennyiségű desztillált vízzel vagy KCl-oldattal készített (1:2,5 arányú) szuszpenzió kémhatását mérjük, s az így kapott értékekből tájékozódunk a talaj pH-járól. Ugyanazon talajnál a KCl-os szuszpenzió kémhatása savanyúbb lesz, mint a desztillált vizes szuszpenzióé. Különösen nagy különbség adódik a két érték között erősen savanyú talajoknál. Ezért a pH-értékek közlésekor mindig meg kell adni, hogy az a pH( $\text{H}_2\text{O}$ )-t vagy a pH(KCl)-t jelenti-e.

A vizes szuszpenzió kémhatása alapján az alábbiak szerint csoportosítjuk a talajokat:

erősen savanyú	pH < 4,5
savanyú	pH = 4,5—5,5
gyengén savanyú	pH = 5,5—6,8
közömbös (semleges)	pH = 6,8—7,2
gyengén lúgos	pH = 7,2—8,5
lúgos	pH = 8,5—9,0
erősen lúgos	pH > 9,0.

A talajok pH-értéke kisebb-nagyobb mértékben ingadozik. Egy-egy talajnál az évszakonkénti

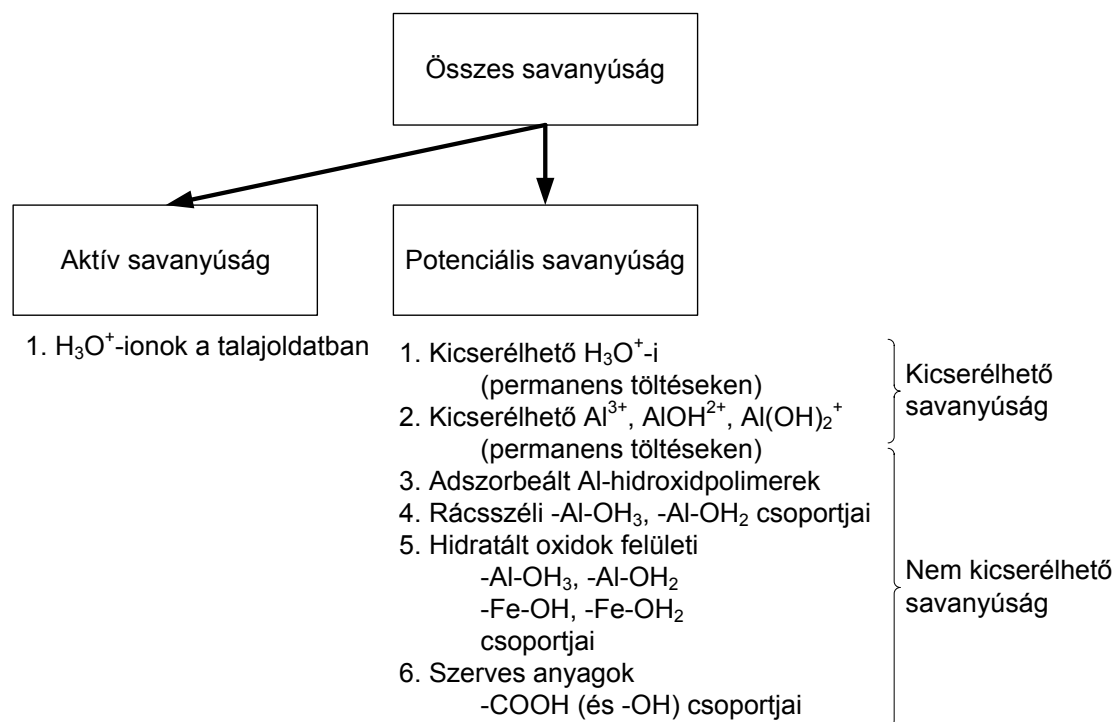
ingadozás a 0,5—1 pH egységet is elérheti.

Szoros összefüggés van a talajok pH-ja és az adszorbeált kationok minősége, százalékos megoszlása között. Savanyú talajokban a savanyító hatású kationok dominálnak. Ha a pH 7,5—8,5 között van, a szabad  $\text{CaCO}_3$  pH-szabályozó szerepe a döntő,  $\text{pH} > 8,5$  esetén pedig a Na-sók és a kicserélhető  $\text{Na}^+$  hatása kerül előtérbe. Savanyú talajoknál ( $\text{pH} < 5,5$ ) a pH csökkenésekor rohamosan, exponenciálisan nő a kicserélhető  $\text{Al}^{3+}$  mennyisége és a T-értékhez viszonyított aránya, szikes talajoknál pedig közel lineáris összefüggés van a kicserélhető-Na% és talaj pH-ja között.

A kémhatás növényélettani szempontból is igen fontos jellemzője a talajoknak. A különböző gazdasági növények fejlődése meghatározott pH-tartományban a legmegfelelőbb. Savanyú pH-t tűrő növény pl. a rozs, a zab, a burgonya, lúgosabb talajt igényel pl. a lucerna, cukorrépa stb.

A talaj kémhatása közvetve is hat a növények életére. Pl. savanyú talajban bizonyos tápanyagok, elsősorban a foszfát-ionok megkötődnek, Al- és Mn-toxicitás léphet fel. A káros folyamatok 5,5 pH alatt már nagymértékben jelentkeznek. A kifejezett lúgosság pedig a talaj szikesedéséből adódó kedvezőtlen feltételekre hívja fel a figyelmet. A növények tápanyagfelvétele és mikrobiológiai tevékenysége szempontjából a semleges körüli kémhatás a legmegfelelőbb.

A talaj összes savanyúsága az aktív és a potenciális (rejtett) savanyúságból áll. A savanyúság formáinak értelmezését megkönnyíti. A kolloidok felületéhez kötött potenciális savanyúság egy-egy talajnál 10 000-szerese vagy 50 000-100 000-szerese is lehet az aktív savanyúságnak.



A vizes szuszpenzióban mért pH-érték alapján kimutatható savanyúság az aktív savanyúság, amely csupán a talajoldat lehetséges  $\text{H}^+$ -koncentrációját fejezi ki, de nem mutatja a talajkolloidok protonleadó képességét.

Savanyú talajban a  $H^+$ -ionok s az ásványokból kioldódó  $Al^{3+}$ -ionok többsége a kolloidokhoz kapcsolódva található. A körülmények változásával azonban ezek megjelenhetnek a talajoldatban, növelve annak savanyúságát. Ezért a savanyúságnak ezt a formáját rejtett, potenciális savanyúságnak nevezzük.

A potenciális savanyúság meghatározásakor valamilyen alkalmas sóoldattal kezeljük a talajt. Erre a célra lúgosan hidrolizáló só vagy nem hidrolizáló só vizes oldata használható. A nem hidrolizáló só (pl.  $KCl$ ) semleges kémhatású oldata azonban csak a ki-cserélhető  $H_3O^+$  és  $Al^{3+}$  ionokat juttatja oldatba, a lúgosan hidrolizáló sók (pl.  $Ca$ -acetát,  $Na$ -acetát) 8,2 pH-ra beállított lúgos oldata viszont a változó töltéseket hordozó, proton-szolgáltató csoportokból ( $-COOH$ , fenolos  $-OH$ ,  $-AlOH$  stb.) is felszabadítja a  $H^+$ -ionokat. Így a potenciális savanyúságot is két csoportra: kicserélhető és ún. hidrolitos (hidrolízises) savanyúságra oszthatjuk.

### **A kicserélhető savanyúság (jele: $y_2$ )**

A kolloidokon adszorbeált  $Al^{3+}$ - és  $H_3O^+$ -ionok okozzák. Ha az erősen Savanyú talajt  $KCl$ -oldattal rázatjuk, a  $K^+$ -ionok kicserélik a felületen a állandó töltésekhez kötött  $H_3O^+$ - és  $Al^{3+}$ -ionokat, s az egyensúlyi oldat elsavanyodik.

A kicserélhető savanyúságot a  $KCl$ -os egyensúlyi szűrlet titrálásával állapítjuk meg, s  $y_2$ -nek az 50 g talajra eső savanyúságot tekintjük.

Mivel adszorbeált  $Al^{3+}$  és  $H_3O^+$  számottevő mennyiségben csak a kifejezetten savanyú talajokban fordulhat elő, kicserélhető savanyúság csak ezekben a talajokban mérhető.

### **Hidrolitos, hidrolízises savanyúság (jele: $y_1$ )**

A  $-COOH$ , a fenolos  $-OH$ , a rácsszéli  $-Al-OH$ -csoportokban, valamint a hidroxidgelek felületi  $-Al-OH$ -csoportjaiban kötött (nem kicserélhető) protonokat semleges kémhatású, nem pufferolt sóoldat nem tudja felszabadítani. Ezért a kötött protonok mennyiségének meghatározásakor 8,2 pH-jú  $Ca$ -acetát-oldatot adunk a talajhoz, majd az egyensúlyi szűrlet lúgfogyasztásából kiszámítjuk a hidrolitos savanyúságot. (Nálunk ez is 50 g talajra vonatkoztatott értéket jelent).

Az előzőekkel összhangban a savanyú talajok hidrolitos (hidrolízises) aciditása mindig sokkal nagyobb, mint a kicserélhető aciditás. Számottevő  $y_2$  csak olyan talajoknál mérhető, amelyek pH-ja kisebb mint 5.

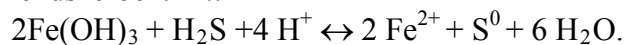
A talaj telítetlenségét (savanyúságát)  $Ca$ -tartalmú vegyületekkel lehet csökkenteni, illetve megszüntetni. Erre a célra  $CaCO_3$ -tartalmú anyagokat (mészkelet, cukorgyári mézsiszapot, stb.) használunk. A javítóanyag szükséges mennyiségének megállapításához az  $y_1$ -érték lehet az egyik kiindulópont.

A talajok erősen lúgos kémhatása ( $pH > 8,5$ ) még a savanyúságnál is kedvezőtlenebb lehet. Az ilyen talajokban a kicserélhető nátrium mennyisége jelentős, s esetleg még szóda is jelen van. A talaj szerkezete, vízgazdálkodása, tápanyag-gazdálkodása rendkívül rossz. Javításukhoz szintén  $Ca$ -tartalmú anyagot használhatunk, de  $CaCO_3$  helyett — mivel az lúgos közegben nem oldódik — gipszet ( $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ ) vagy kalciumot nem tartalmazó, de savanyító (lúgosságcsökkentő) hatású anyagokat kell a talajba vinni. A javítóanyag  $Ca$ -ionjai fokozatosan kiszorítják (lecserelik) az adszorbeált  $Na$ -ionokat, s a talaj kémiai és fizikai sajátságai kedvezőbbé válnak.

### 1.5.5. Redoxi folyamatok a talajban

Az oxidáció elektronleadással, a redukció elektronfelvétellel jár.

Redoxireakció csak akkor játszódhat le, ha elektronfelvételre és elektronleadásra képes anyag egyidejűleg van jelen a rendszerben. Pl.:



A folyamatban az oxidált állapotú anyag, a Fe(III) redukálódik, a redukált anyag ( $\text{S}^{2-}$  pedig oxidálódik). Az oxidált és redukált anyagokat együtt tartalmazó rendszereket redoxi rendszernek nevezzük. A redoxi rendszerek jellemzésére leggyakrabban a redoxipotenciált (Eh) használjuk, melynek mérésekor sima platinaelektrodot és egy ismert potenciálú összehasonlító elektrodot (normál hidrogénelektrodot) merítünk a rendszerbe. Az elektrodok között kialakuló potenciálkülönbség az oxidált vagy redukált anyag mennyiségétől függ.

Ha a redoxi rendszer oxidált állapotú komponensének koncentrációját (aktivitását) oxi-nak, a redukált formáét pedig red-nek jelöljük, akkor a Nernst-egyenlet szerint

$$E_h = E_h^0 + \frac{0,059}{n} \log \frac{[ox]}{[red]}$$

ahol:  $E_h$  = az aktuális redoxipotenciál;  $E_0$  = a rendszer standard redoxipotenciálja;  
 $n$  = a reakcióban részt vevő elektronok száma.

Minél több az oxidált alkotórész a rendszerben, annál nagyobb a redoxipotenciál értéke. A talajok redoxipotenciálját alapvetően a talaj levegőellátottsága szabja meg, ezért minden olyan tényező, amely a talaj levegőzöttségét befolyásolja (pl. a nedvességtartalom, a szennyezőanyagok stb.) a redoxipotenciálra is hatással van. A talaj átnedvesedésekor csökken, száradás során pedig nő a redoxipotenciál. Ebből következik, hogy a talajok Eh-ja évszakonként, sőt rövidebb időszakokban is változik. A változás a felső rétegekben 100—600 mV körüli lehet.

A talajok redoxipotenciálja (Eh) többnyire -300 és + 600 mV közötti. Csernozjomokban 450-600 mV, a nedvesebb (víz hatása alatt képződött) réti talajokban 100-200 mV körüli, vízzel borított területeken pedig 2-3 hét alatt -150, sőt -300 mV-ra csökkenhet. Eh-ra gyakorolt hatását és a víztelítettség összefüggését a redoxi állapottal. Általános törvényszerűség, hogy a pozitívabb redoxipotenciálú rendszer oxidálni képes a kevésbé pozitívra. Mivel a talajban egyidejűleg több, egymással kölcsönhatásban álló redoxi rendszer található, ezért a mért redoxipotenciál a jelenlévő redoxipárok „kevert” potenciálja.

A talajban általában a következő elektronakceptorok (oxidálószer) fordulnak elő: molekuláris oxigén ( $\text{O}_2$ ),  $\text{NO}_3^-$ , Mn(III)- és Mn(IV)-oxidok, MnOOH, Fe(III)-vegyületek ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , FeOOH),  $\text{SO}_4^{2-}$ -ionok. Elektronadók pedig: a növényi maradványok és a talaj szerves anyagának C-tartalma, a szerves anyagok nitrogén- és kéntartalmú csoportjai ( $-\text{NH}_2$ ,  $-\text{NH}$ ,  $-\text{SH}$ ),  $\text{NH}_4^+$ -ionok,  $\text{S}^{2-}$  ionok,  $\text{Fe}^{2+}$  - és  $\text{Mn}^{2+}$ -ionok.

Kiemelkedő jelentősége van a redoxi-reakcióknak a talajok nedvesedése, száradása, esetleg vízborítása vagy vízzel való telítése esetében. Mivel a vízzel telített talajokban az oxigén diffúziója rendkívül lelassul, ezért utánpótlása a légkörből gyakorlatilag megszűnik. A talaj teljes átnedvesedését követő száradás hatását a talajlevegő oxigéntartalmára és redoxipotenciáljára jól mutatja.

Egyes baktériumok az oxigén helyett a  $\text{NO}_3$ -ionokat is fel tudják használni elektronakceptorként. Azok az élőlények, amelyek aerob és anaerob körülmények között is működnek, a fakultatív anaerobok. Ezek a nitrátot molekuláris nitrogénné redukálják a denitrifikáció folyamata során. Amikor az oxigén és a nitrát nagy része elhasználódott, meghatározott sorrendben következnek a további elektronakceptorok. Általában elmondható, hogy a különböző szervesanyag-lebontó szervezetek más és más elektronakceptort használnak. Azok a baktériumok, amelyek az oxigéneken kívül bármely más elektronakceptort hasznosítani tudnak, az obligát anaerobok. A fakultatív anaerobok viszont az oxigén mellett más elektronakceptort is fel tudnak használni. Azt, hogy melyik elektronakceptor lép működésbe, a talaj redoxipotenciálja határozza meg. A talajba kerülő könnyen lebontható növényi és állati maradványok szolgáltatják a légzés számára a felvehető szénforrást, akár aerob, akár anaerob körülmények között megy végbe a folyamat.

Azok az élőlények, amelyek csak oxigént tudnak terminális elektronakceptorként felhasználni, obligát aerob szervezeteknek nevezzük. Ide tartozik a legtöbb talajlakó állat, mikroszkópikus gomba és nagyon sok baktérium. Az oxigén addig fog elektronakceptorként szerepelni vízzel telített talaj esetében, ameddig koncentrációja a talajoldatban nem csökken le millimólos értékre. Amikor ez bekövetkezik, néhány szervesanyag-bontó mikroszervezet megszűnik működni.

oxidált forma	Redoxipár $+ e^-$	redukált forma	Folyamat	$E_h$ , mV	A talajban lévő szervezetek
$\text{O}_2$	$\xrightarrow{+ e^-}$	$\text{H}_2\text{O}$	aerob légzés	600–400	növényi gyökerek, aerob mikroszervezetek, állatok
$\text{NO}_3^-$	$\xrightarrow{+ e^-}$	$\text{N}_2, \text{N}_2\text{O}$	denitrifikáció	500–200	Pseudomonas
$\text{Mn}^{4+}$	$\xrightarrow{+ e^-}$	$\text{Mn}^{2+}$	mangánredukció	250–100	Bacillus stb.
Szerves anyag	$\xrightarrow{+ e^-}$	szerves sav	erjedés	220–0	Clostridium stb.
$\text{Fe}^{3+}$	$\xrightarrow{+ e^-}$	$\text{Fe}^{2+}$	vasredukció	200– -100	Pseudomonas
$\text{NO}_3^-$	$\xrightarrow{+ e^-}$	$\text{NH}_3$	disszimiláció nitrátredukció	100– -150	Acromobacter
$\text{SO}_4^{2-}$	$\xrightarrow{+ e^-}$	$\text{H}_2\text{S}$	szulfátredukció	0– -200	Desulfovibrio
$\text{CO}_2$	$\xrightarrow{+ e^-}$	$\text{CH}_4$	metánképződés	-150– -280	Metanobaktérium

Száraz körülmények között jellemző folyamat a  $\text{Fe}^{3+}$ -vegyületek képződése és kicsapódása. Ez történik például a  $\text{Fe}^{3+}$ -foszfáttal. A talaj vízzel való telítődése során a  $\text{Fe}^{3+}$ -ionok  $\text{Fe}^{2+}$ -vé alakulnak, és vízoldható Fe(II)-vegyületek képződnek. Ez egyúttal a foszfát felvehetőségének a megnövekedésével jár. Egy másik példa, amikor egy terület lecsapolás után szárazzá, levegőzöttté válik, a  $\text{FeS}$ -üledék  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ -tá alakul. Ha a terület újra víz alá kerül a  $\text{Fe}^{3+}$   $\text{Fe}^{2+}$ -vé, a  $\text{SO}_4^{2-}$  pedig szulfiddá redukálódik. Jellemző az időszakosan vízzel telített talajoknál a glejes kékeszöld színt adó  $\text{Fe}^{2+}$ -vegyületek jelenléte, valamint a rozsdafoltokat okozó Fe(III)-oxid-hidroxidok megjelenése.

### A talaj pufferoló hatása

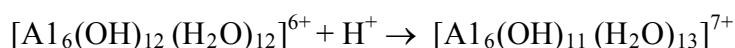
A talaj a belekerülő anyagokat bizonyos mértékig lekötni és/vagy átalakítani, így hatásukat közömbösíteni, ill. tompítani képes pufferrendszer. Pufferoló hatásának két legfontosabb területe

- a sav/bázis pufferképesség, valamint
- a tápelem és toxikus elem megkötő képesség.

A pufferképességet azután az 1 pH-egységváltozást okozó sav, ill. lúg mgé/100 g-ban vagy mmol/kg-ban kifejezett mennyiségével (a pufferkapacitással), vagy a hasonló módon, de talaj nélkül készített összehasonlító görbe (nullgörbe) és a talajtitrálási görbéje által bezárt terület (cm<sup>2</sup>-ben megadott) nagyságával lehet számszerűen kifejezni.

A savas és lúgos behatásokat tompító legfontosabb pufferanyagok a következők.

1. CaCO<sub>3</sub>. A talaj elsavanyodását jelentősen késlelteti a CaCO<sub>3</sub>-tartalom, mert Ca(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> formában oldódva közömbösíti a savat: CaCO<sub>3</sub> + H<sup>+</sup> + HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> → Ca(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. Ezért a talaj pH-ja mindaddig nem csökken, amíg a rendszerben szilárd Ca- és Mg-karbonát van.
2. Talajkolloidok. A talajkolloidok pH-változást tompító hatását a humuszanyagok és a hidratált oxid típusú felületek (az agyagásványok törésfelületei, az Al-, Fe-oxidok és -hidroxidok felülete) protonfelvevő/protonleadó képességére lehet visszavezetni. Ha a talaj oldatban a H<sup>+</sup> ion-koncentráció emelkedik, a kolloidok változó töltései protonokat kötnek meg, az OH<sup>-</sup> többlet pedig protonleadással közömbösítődik.
3. Agyagásványokhoz kötött Al-hidroxid-polimerek. Sav hatására nő a polimer ösztöltése, pl.:



Erősen savas közegben pedig a vegyület  $[Al(H_2O)_6]^{3+}$  akvakomplex ionokká depolimerizálódik. Az oldat lúgosságával viszont csökken az ösztöltés. A rendszer mindaddig hatékonyan pufferol, ameddig a polimererek át nem alakulnak Al(OH)<sub>3</sub>-dá.

4. A könnyen málló szilikátok: oldódása és képződése hosszabb ideig tartó folyamat, és sok esetben irreverzibilis. Mállás közben protonok kötődnek meg, képződésükkor pedig protonok szabadulnak fel, s ezek az oldat lúgosságát közömbösítik.  
Az említett pufferrendszerek hatékonyságát a közeg kémhatása is befolyásolja. A különböző pH-tartományokban más-más pufferanyag viszi a főszerepet.

A tompítóképeség tehát függ a talaj kolloidtartalmától, a kolloidok minőségétől és a talaj pH-jától. (Az agyagban és a humuszban gazdagabb talajok jobban pufferolnak, mint a szegényebbek). A tompítóhatás azonban savakkal, ill. lúgokkal szemben nem egyforma. Az adszorbeált kationokban szegény, savanyú kémhatású, telítetlen talajok a savas behatásokat — érthetően — csak kisebb mértékben tudják tompítani, a lúgokkal szembeni pufferhatásuk viszont nagy. A telített, kationokban gazdag talajok pedig éppen ellentétesen viselkednek, jobban tudják közömbösíteni a savanyító anyagokat, s kisebb mértékben kompenzálják lúgos hatásokat.

Környezetvédelmi pufferkapacitás. A talaj savas hatásokkal szembeni ellenálló-képességét kifejező empirikus összefüggés. A talajban lévő karbonátok szerepét, a humusztartalmat és a humusz minőségét, valamint az agyagtartalom és az agyagásvány-összetétel hatását veszi figyelembe:

$$EBC_S = EBC_C + EBH_H + EBC_A,$$

ahol:

$EBC_S$  = a talaj környezetvédelmi pufferkapacitása;

$EBC_A$  = a karbonátok környezetvédelmi pufferkapacitása;

$EBC_H$  = a humusz környezetvédelmi pufferkapacitása;

$EBC_C$  = az agyagfrakció környezetvédelmi pufferkapacitása.

### 1.5.6. Tápelem- és toxikuselem-lekötő képesség

A talaj tápelem-pufferoló képessége gátolja a kimosódást, szabályozza a tápanyagok oldatbeli koncentrációját. Biztosítja ezáltal, hogy a tápelem mennyiségének jelentős növelése (műtrágyázás) vagy elvonása (növény általi felvétel, kimosódás) következtében a talajoldatban az adott elem koncentrációja káros mértékben ne változzon.

A tápelemek és a toxikus nehézfémek oldatbeli koncentrációjának szabályozásában kémiai és fizikai—kémiai folyamatok (adszorpció—deszorpció, kicsapódás—oldódás) játszanak döntő szerepet. (A szerves szennyezőanyagok esetében ezeken kívül a biológiai lebontás és a biokémiai átalakulás hatása is jelentős).

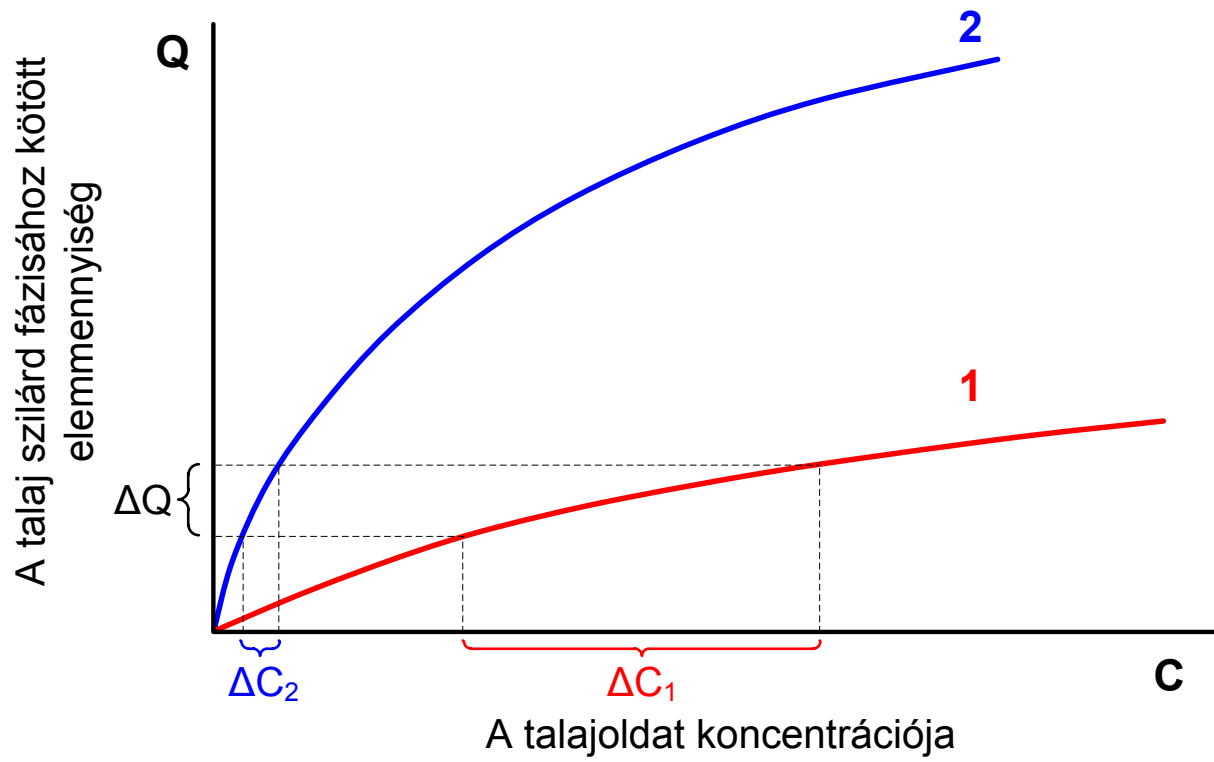
A talajnak a különböző anyagokat (ionokat, molekulákat) megkötő képességéről legegyszerűbben az adszorpciós izotermák alapján lehet tájékozódni. Ezek segítségével becsülhető az adott kísérleti körülmények között mutatkozó maximális lekötődés (adszorpció és kicsapódás) valamint a vizsgált anyag oldatbeli koncentrációja különböző terhelések esetén.

A tápanyagok érvényesülésének tanulmányozásakor két alapvető jellemzőt szokás figyelembe venni, éspedig

- az ún. tápanyagkapacitás-faktort (Q faktor), ami a vizsgált tápanyag kicserélhető és könnyen mobilizálódó része,
- a tápanyagintenzitás-faktort (I-faktor vagy C-faktor), amelyet az oldatban lévő tápanyag koncentrációjával lehet kifejezni.

Mivel a tápelemek adszorpciója vagy deszorpciója esetén a Q és a C értéke megváltozik, az értékeléshez legtöbbször elegendő a  $\Delta Q - \Delta C$  kapcsolat megállapítása. A 13. ábra alapján kitűnik, hogy azonos mennyiségű tápelem hozzáadásakor a vizsgált anyag oldatbeli koncentrációja a kisebb pufferképességű 1. talajban nagyobb mértékben változik meg, mint a jobban pufferoló 2. számú talajban.

Mivel egy-egy talajnak a különböző ionokkal szembeni pufferképessége (a talaj összetételétől, pH-jától, egyebektől függően) más és más, a megállapított pufferhatás mindig csak az adott ionra és az adott kísérleti feltételekre vonatkozó értéknek tekintendő.



13. ábra Tápelem pufferkapacitás



## 1.6. A talaj tápelem szolgáltatása

A talaj a szilárd földkéreg legkülső, laza takarója. Legfontosabb tulajdonsága a termékenység, vagyis az a képessége, hogy megfelelő időben és a szükséges mennyiségben képes a növényeket vízzel és tápanyagokkal ellátni. Olyan természeti erőforrás, amely az élő és élettelen természettel szoros kölcsönhatásban folyamatosan képes megújulni. Az alatta fekvő kőzettel, a vízzel, a levegővel és az élővilággal együtt a természeti környezet része, emellett ősidőktől fogva az ember legfontosabb termelő-eszköze. Helytelen használata azonban teljes pusztuláshoz vezethet.

A talajban különböző szerves és szervesetlen formában kötött, valamint az adszorbeált állapotban illetve talaj oldatban lévő tápelemformák egymással dinamikus egyensúlyban vannak, átalakulhatnak egymásba (14. ábra). A talajban lévő összeselem-tartalomnak csupán tört része található a talajoldatban, valamivel nagyobb része adszorbeált állapotban van jelen. E két forma adja a növények számára közvetlenül felvehető elemtartalmat. A talaj tápelemkészletének van olyan formája is, mint például a szerves anyag oldalláncain található N, amely könnyen, rövid idő alatt hidrolizálhat, vagyis potenciálisan felvehető.

A tápelemkészlet a kötődés formájától függően idővel mozgékonyabbá válhat, talajoldatba kerülhet. Ez történhet oldódás során, mint például a különböző Ca-foszfátok esetében, illetve ásványosodás során, mint az  $\text{NH}_3$ -felszabadulás a szerves anyag bontásakor. A kicserélhető formában jelenlévő K ionok deszorpció során kerülnek a talajoldatba. A talajoldat iontartalma műtrágyázással növelhető, illetve a növény elemfelvétele csökkentheti. A talaj oldatba kerülésnek ellentétes folyamata a megkötődés, amidőn a szabadon mozgó ion kötöttebb formába kerül. A  $\text{H}_2\text{PO}_4$ -ionok Ca-foszfát formában kicsapódhatnak, a  $\text{NO}_3$ -ionokat felvehetik a növények vagy a mikroszervezetek, és szerves anyagukba építhetik, a kálium ion pedig ismét adszorbeálódhat a talaj kolloidok felületén.

A pufferkapacitás a szilárd fázis és a talajoldat közötti elemmegoszlást leíró görbe iránytangense. A pufferkapacitás pontról pontra változik, értéke egy adott pontban  $\Delta Q/\Delta I$ . Látható, hogy jobban terhelt talajon (a görbe laposabb szakaszán) a pufferkapacitás sokkal kisebb, mint terheletlen talajon (meredek felívelő szakasz). Olyan helyzet is elképzelhető, hogy a talaj nem képes ellenállni már a külső terhelés hatásának, és minden talajra kerülő iont a talajoldatba enged (a görbe lapos szakaszán). Látható, hogy az agyagos talajnak sokkal nagyobb a pufferkapacitása mint a homokos talajnak.

A talaj tápelem-szolgáltató képességének kissé filozofikusabb megfogalmazására szolgáló fogalmak a szilárd fázishoz kötött felvehető tápelem mennyiség, a talajoldat tápelem-koncentrációja, a pufferkapacitás, valamint az utánpótlási tényező. A tápelem-pufferkapacitás annak kifejezője, hogy a talajoldat koncentrációja milyen mértékben képes ellenállni a műtrágyázás és a növényi tápelem-felvétel hatásának. Annak a talajnak nagyobb a pufferkapacitása, amelynél azonos tápelem-elvonás vagy -hozzáadás hatására kisebb mértékben változik meg a talajoldat koncentrációja.

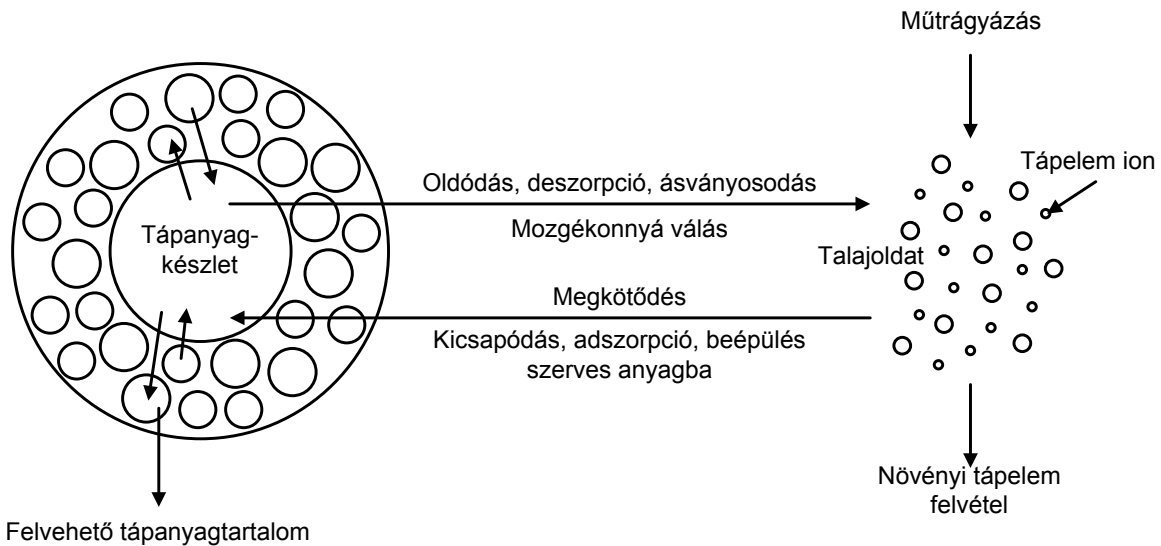
A talaj tápelem-szolgáltató képességét leíró negyedik tényező a sebességtényező (R). Ez azt mutatja meg, hogy a növényi felvétel hatására kiürülő talajoldat milyen sebességgel képes feltöltődni a különböző kötöttebb talajkészletekből mint a kicserélhető, nem kicserélhető formákból deszorpcióval, illetve oldódás és ásványosodás során a szerves és szervetlen vegyületekből.

Mind a makroelemek, mind a mikroelemek felvehetőségére nagy hatással van a talaj kémhatása. A legtöbb tápelem felvehetősége a semleges pH közelében a legnagyobb. Ez az egyik oka annak, hogy meszezéssel igyekeznek a növényi táplálkozás számára legkedvezőbb pH-viszonyokat kialakítani.

A talaj nitrogéntökéje elsősorban a talajban lévő szerves anyag mennyiségétől függ. A talaj szerves anyagára egy viszonylag állandó C/N arány jellemző. Ez azt jelenti, hogy nagyobb szervesanyag-tartalommal nagyobb C- és ezzel együtt nagyobb nitrogéntartalom jár. Hazánk talajaiban ez az arány 10 : 1 körül van. A talajban lévő nitrogén 95 százaléka szerves kötésben, a talaj humuszanyagaihoz kapcsolódva található. A nitrogén a szerves anyag ásványosodása során alakul át a növény számára felvehető nitrát- és ammóniumionná. A talaj élő szervezetei úgy szabályozzák a talajba kerülő szerves anyag bomlását, hogy benne a 10 : 1 C/N arány alakuljon ki. Ezzel döntően befolyásolják a talaj felvehető nitrát- és ammónium-nitrogéntartalmát és a szerves anyag bomlásának a sebességét is. Ha a talajba sok friss szerves anyag kerül, akkor a mikroszervezetek azonnal hozzálátnak annak a lebontásához. A bontás során azonban élettevékenységükhöz nitrogénre is szükségük van. Ezt a lebontandó szerves anyagból szerzik meg, ha abban sok hozzáférhető nitrogén van. Ha viszont kevés, akkor a talaj felvehető nitrogéntartalmát használják fel. Ezáltal időlegesen csökkentik a magasabb rendű növények számára rendelkezésre álló nitrát és ammónia mennyiségét a talajban. Ha ellenben nitrogénben gazdag szerves anyag kerül a talajba, pl. lucerna, akkor annak a bontása nagyon gyorsan végbemegy, jelentős mennyiségű nitrát és ammónia képződik, amely gazdag nitrogénforrás.

Amikor az ember a földművelő tevékenységével beavatkozik a természetben lezajló folyamatokba, akkor a korábban kialakult természetes egyensúlyt megbontja. Az élelmiszerként és ipari nyersanyagként szolgáló növények maradványai ugyanis nem kerülnek vissza a szántóföldre, ahonnan a tápanyagokat elvonták, így a termőterület minden évben tovább szegényedik. A talajok általában hosszú ideig képesek a legtöbb létfontosságú elemet biztosítani a növények számára. Intenzív növénytermesztés esetén azonban, amikor nagy terméseket akarnak elérni, a talajok természetes tápanyag-szolgáltató képessége már nem elegendő a szükséges tápanyagmennyiség biztosításához, ezért ilyen esetekben a tápanyagok mesterséges pótlásáról gondoskodni kell.

A talajból történő tápelem-felvétel szemléletesen egy kútból történő víz kiszivattyúzásához hasonlítható. A vízszivattyú csöve és a növényi gyökér hasonló szerepet játszik. Hasonlóképpen a kútban lévő víz mennyisége és a növényi tápelemek talajoldatbeli mennyisége is azonos ábrázolású.



14. ábra A talaj tápelem szolgáltatásának folyamatai

Az ábrán olyan kút van, amely ráadásul egyik oldalán agyagtalajból, másik oldalán homoktalajból táplálkozik. Az agyagtalajból a vízutánpótlás sokkal lassúbb, mint a homoktalajból, de az előbbi sokkal több vizet képes raktározni, ezért sokkal hosszabb ideig tud vizet biztosítani a kútban. A vízutánpótlás természetesen akkor indul meg a környező talajból, ha az egyensúlyi vízszintet szivattyúzással megváltoztatták. A kútban van egy olyan vízszint, amikor nem juthat víz a szivattyúba. Ez nagyban hasonlít a kritikus elemkoncentrációhoz a növény esetében, amely alatt nincs növényi növekedés.

Az agyagtalaj tápelem-megkötő képessége nagy kolloidtartalma következtében sokkal nagyobb, mint a homoktalajé. Természetesen a nagy megkötő-felület nagyobb erővel is köti a tápelemeket, így az agyagtalajból nehezebben kerülnek a tápelem-ionok a talajoldatba mint a homoktalaj esetében.

### 1.6.1. Tápanyagfelvétel a talajból

A gyökéren keresztül felvett tápanyag mennyisége egyfelől függ a talajban levő tápanyagok mennyiségétől és a talajban uralkodó körülményektől, másfelől pedig a növény tápanyagfelvevő képességétől. Ez utóbbit a növény aktív gyökérfelületének nagysága, a gyökerek ioncserélő képessége, valamint a tápanyagok feltáráshoz kibocsátott gyökérnedv mennyisége határozza meg. A gyökerek általában az oldott ionokat veszik fel, de emellett képesek közvetlenül a szilárd fázisból is tápanyagot felvenni. Az előbbi esetben ioncsere megy végbe a gyökérből származó  $H^+$ ,  $OH^-$ ,  $HCO_3^-$  -ionok és a gyökér külső felületére érkező tápelem-ionok között. A tápanyagfelvétel helyére, a gyökérfelülethez az ionok diffúzióval vagy a gyökér felé áramló vízzel együtt mozogva jutnak el. A különböző tápelemek ionjai nem egyformán viselkednek ezekben a folyamatokban. A kevésbé mozgékony foszfácion nagyon lassú diffúzióval, a jóval mozgékonyabb nitrácion viszont a gyors vízáramlással halad.

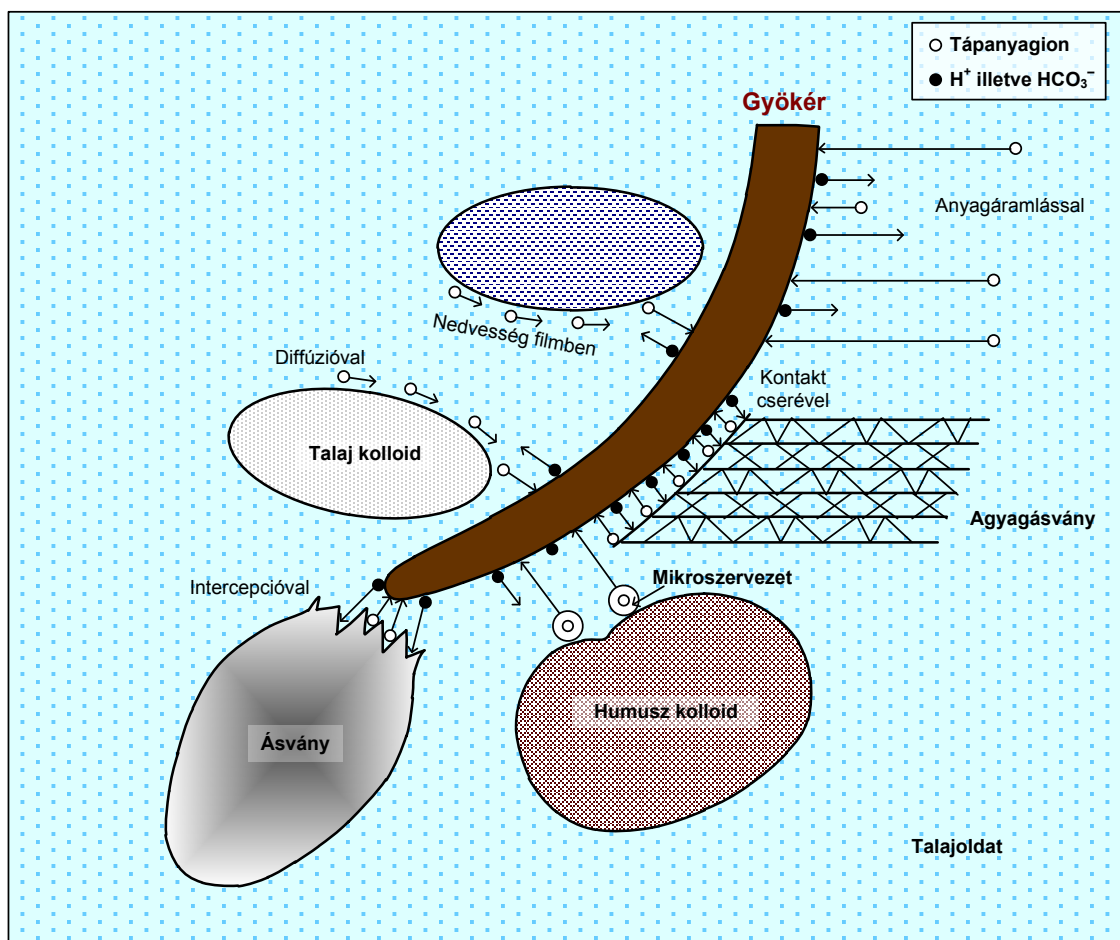
A növény a tápanyagokat túlnyomórészt a talajoldatból veszi fel, de ez a mechanizmus egyedül nem elég az egyenletes ellátáshoz, mert a talajoldat a gyökér környezetében viszonylag gyorsan elszegényedik tápelem-ionokban. Ennek pótlása a talaj felvehető tápanyag készletéből történik. Egyáltalában nem mindegy, hogy milyen gyorsan pótlódik a talajban a gyökér körül kialakult hiány. Annak a talajnak kedvezőek a tulajdonságai, jó a pufferképessége, amelyik viszonylag

gyorsan pótolja a fellépő hiányt. A talajok puffereképpessége tehát nemcsak a kémhatás, hanem a talajoldat tápelem tartalmának az állandósításában is fontos.

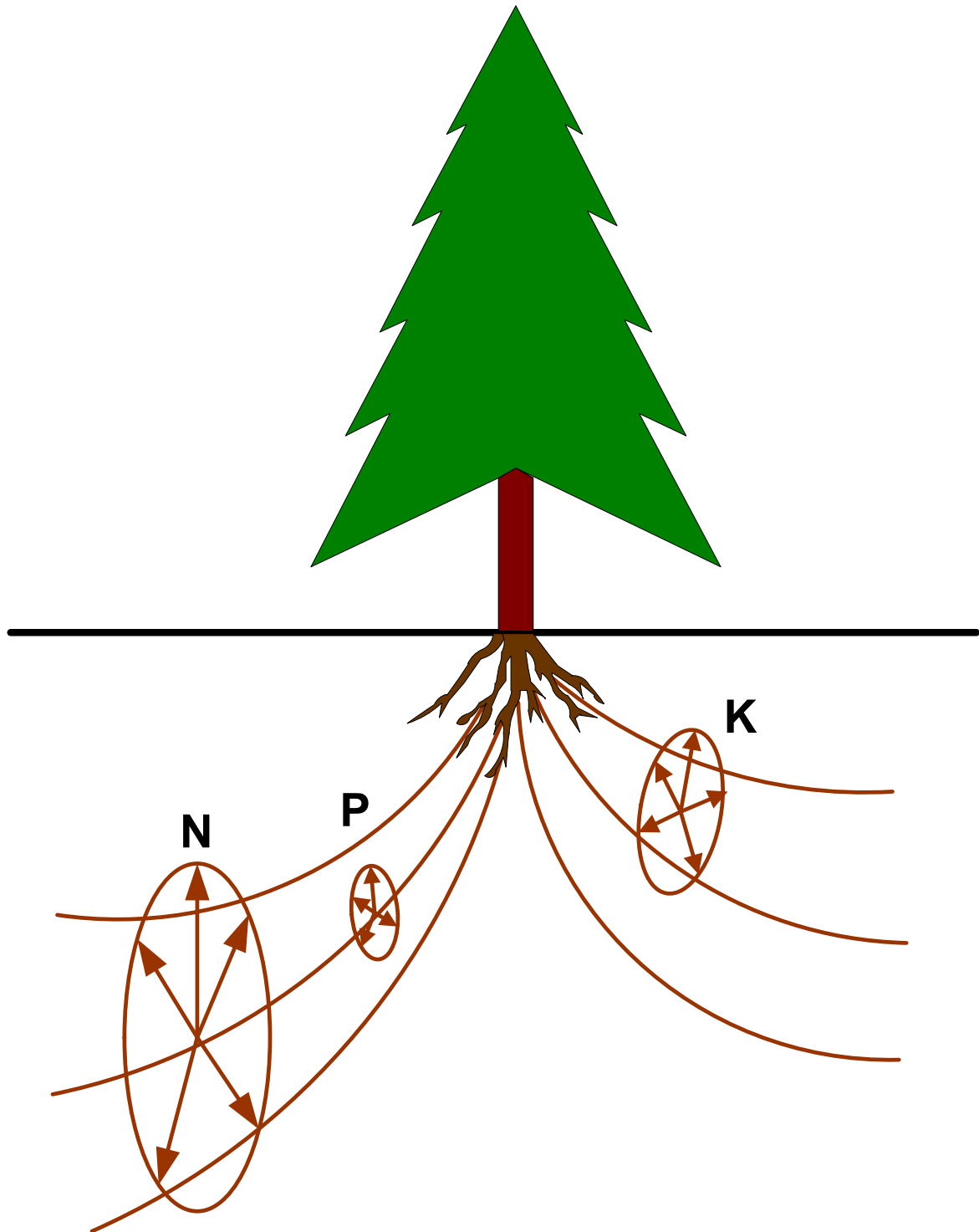
A felvehető tápanyagkészletből tehát egyrészt közvetett módon - a talajoldaton keresztül - másrészt közvetlenül is részesülhet a növény. Ekkor a gyökér felszíne közvetlenül érintkezik az ionokat adszorbeáló részecskék felszínével, és a felszínhez szorosan kötött vízrétegen keresztül ioncsere által jutnak el a tápelem-ionok a rendeltetési helyükre.

A növény a gyökerein keresztül kibocsátott savak, esetleg komplexképző anyagok (pl. citrátok) segítségével fel is tárhatja a nehezebben oldódó tápanyagformákat. Emellett még a gyökerek közvetlen környezetében, a rhizoszférában élő mikroszervezeteket is felhasználhatja egyes szerves és szervetlen kötésekre megbontására. Ezeknek a mikroszervezeteknek a humuszban lévő tápanyagok szabaddá tételében van a legnagyobb szerepük.

A tápanyagok felvehetősége szempontjából az is lényeges, hogy a gyökerek a növekedésük során mennyire képesek megkeresni a talajban levő tápanyagfóccokat. Leginkább a nitrogén, legkevésbé a foszfor mozdul el nagyobb, illetve kisebb mozgékonyasága következtében. E nagyobb mozgékonyaság eredményeképpen érthetővé válik, hogy miért a foszfor az az elem, amelyik a talajban viszonylag kevésbé hozzáférhető a növények számára, miközben mennyisége esetleg nagyobb, mint a nitrogéné.



15. ábra A tápelemek mozgása a talajban a gyökér felszínéhez



16. ábra A makroelemek mozgékonyasága a talajban

Tekintettel arra, hogy a természetben kívánt növények vetése vagy ültetése előtt szeretnénk meggyőződni arról, hogy mennyi tápelem áll rendelkezésre a talajban felvehető formában, a fenti út általában nem járható. A gyakorlat többnyire a talajok kémiai vagy biológiai módszerekkel történő tápelem-vizsgálatára épít a növények termesztése, illetve tápanyagokkal való ellátása előtt. Azt a kémiai módszert tarthatjuk jónak a növények számára felvehető tápelem-tartalom meghatározására, amely szoros összefüggést mutat a növényi tápelem-elvétellel, esetleg a termés mennyiségével. Gyakran nevezik az erre a célra szolgáló kémiai módszerekkel

meghatározott tápelem-tartalmat is felvehetőnek. Szerencsésebbnek tartjuk azonban az adott módszer megnevezését, amellyel megpróbálták a ténylegesen felvehető tápelem-tartalomhoz közelíteni.

### 1.6.2. Elemkörforgalmak

A Föld felszínén előforduló elemek átrendeződésében, vegyületeik mozgásában két körfolyamat ismerhető fel, az egyik geológiai, a másik biológiai jellegű. E két folyamat nem független egymástól, hanem a talajban egymással szorosan összekapcsolódva, egy időben megy végbe. Ezáltal a talaj az összekötő kapocs a kőzetek, a vizek, a légkör, valamint az élőlények között, így a benne végbemenő folyamatok nem csupán helyi jelentőségűek, hanem a föld egészének anyag- és energiaátalakulásait is befolyásolják.

A **geológiai körforgás** során a kőzetek anyaga fokozatosan elmállik, az oldható sókat a víz belemossa a talajvízbe, innen azok a folyókba, majd az óceánokba kerülnek. Ennek a folyamatnak a következményeként a tengerfenéken különböző vastagságban üledékes kőzetek halmozódnak fel, Pl. mészkő és dolomit. Idővel a kéregmozgások hatására a tenger-fenék anyaga a felszínre jut, és az üledékes kőzeteken megindul a mállás, esetleg a talajképződés, majd megismétlődik az anyagok geológiai körforgása.

Az élet kialakulása után megindult a biológiai körforgás is. Az élőlények alkalmazkodtak a környezetükben lévő közeghez, és az életfolyamataikhoz szükséges tápanyagokat folyamatosan onnan veszik fel. Az élővilág fejlődése során az élőlények közvetítésével az elemek geológiai körforgásából jelentős anyagmennyiség került a biológiai körforgásba.

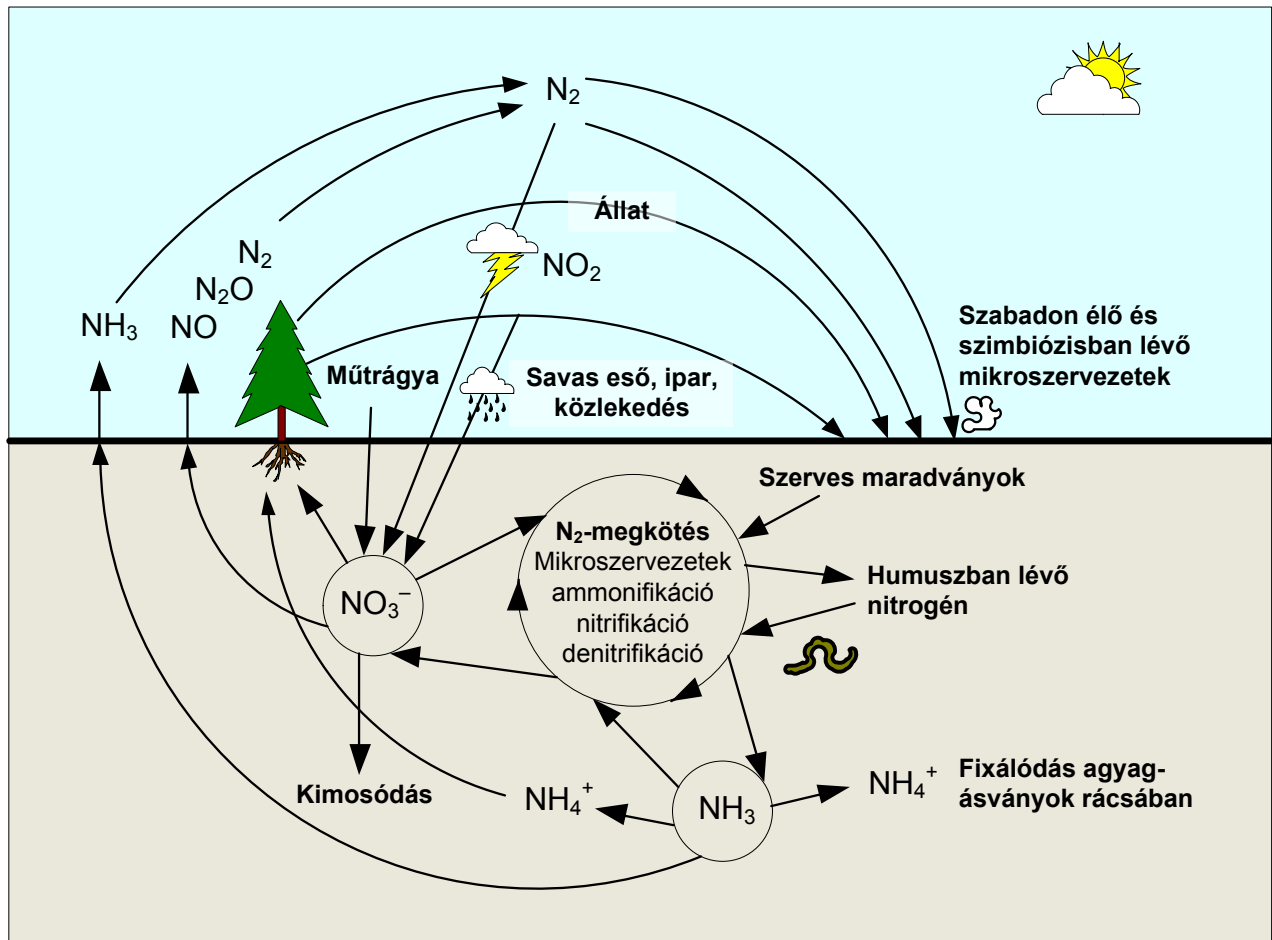
Az idők folyamán a növények tápanyagai felhalmozódtak a kőzetmálladékban, amely ezáltal fokozatosan talajjá vált. Ekkor alakult ki a talaj legfontosabb tulajdonsága, a termékenység. A **biológiai körforgás** során a növények gyökereikkel felveszik a talajból a szükséges tápanyagokat, amit azután testük anyagának felépítéséhez használnak fel. Elpusztulásuk után talajba visszakerült maradványaik a mikroszervezetek hatására egyszerű anyagokra bomlanak, amelyek pedig ismét a magasabb rendű növények táplálékául szolgálhatnak.

A biológiai körforgást nemcsak az anyagok oldhatósága irányítja, hanem a talajban lévő élőlények tápanyagigénye is. Minél nagyobb mennyiségre van szükségük a növényeknek egy tápelemből, annál többet vesznek fel belőle, majd idővel annál több halmozódik fel a termőhely közelében.

Az elemek a geológiai körforgásban egy fordulatot általában lassabban tesznek meg, mint a biológiai körforgásban. A geológiai körforgás során az elemek annál lassabban távoznak el a talajból, minél szárazabb a terület éghajlata, és minél nagyobb a talajon élő növények tápelemigénye. Számításokkal meghatározták, hogy egyes elemek talajban lévő összes mennyisége hányszor kerül a növényekbe, mielőtt a tengerbe mosódna.

A káliumot és a nátriumot összehasonlítva kiderült, hogy a növények jóval több káliumot igényelnek, mint nátriumot. A talajból viszont mindkét elem nagyjából ugyanolyan gyorsan mosódik ki. Ezek alapján kiszámítható, hogy a Föld talajaiban levő összes kálium ötször vesz részt a biológiai körforgalomban, jut a növényekbe, mielőtt teljesen kikerülne a talajból. Ugyanakkor a nátrium teljes mennyiségének Csupán egyharmada kerül a biológiai körforgásba, mielőtt az óceánokba jutna. A kálium biológiai körforgása így tizenötször gyorsabb, mint a nátriumé.

Az 17. ábra elsősorban a tápelemek biológiai körforgását hangsúlyozza, de a légkör bekapcsolódásával - a nitrogénnek köszönhetően - már kikerülünk ebből a körből, és átjutunk a geológiai körforgásba. A körforgalom ábrázolása közérthetőbbé teszi a későbbiekben megtárgyalandó tápelem-mérleg számítás alapelveit, a mikroszervezetek alapvető szerepét a talaj tápelem-forgalmában, illetőleg a tápelemek növények számára történő elvesztésének lehetséges útjait, valamint a talajt érő szennyeződések sorsát. Amennyiben az anyagok körforgalmának egyes folyamatai, a megtartó vagy átalakító mechanizmusok valamilyen oknál fogva leállnak, vagy lelassulnak, akkor egyes anyagfeleségek felhalmozódhatnak, míg mások kikerülhetnek a talajrendszerből.



17. ábra Nitrogén körforgalom a talajban

## 1.7. A talaj fizikai tulajdonságai

A talaj fizikai tulajdonságai erőteljes hatással vannak a talaj biológiai és kémiai folyamataira is, illetve ezeken keresztül meghatározó szerepet játszik a talaj termékenységének alakításában is. A legfontosabb talajfizikai jellemzők az alábbiak:

- szemcseösszetétel,
- szerkezet,
- térfogattömeg, sűrűség,
- porozitás,
- vízgazdálkodási jellemzők,
- levegő és hőgazdálkodási jellemzők
- szín.

### 1.7.1. Szemcseösszetétel

A talaj szilárd fázisában a különböző nagyságú ásványi szemcsék mennyisége ill. aránya döntően befolyásolja a talaj fizikai és kémiai tulajdonságait. A szemcsék méret szerinti csoportosítására több javaslat született. Legelfogadottabb a Nemzetközi Talajtani Társaság által is használt Atterberg-féle osztályozás:

Szemcsefrakció neve	Szemcse mérete
agyag	<0,002 mm
iszap	0,002-0,02 mm
finom homok	0,02-0,2 mm
Durva homok	0,2-2 mm
Kő, kavics, törmelék	2 mm <

Mechanikai elemeknek azokat az elemi szemcséket nevezzük, melyeket anyagi sajátásaik megváltoztatása nélkül már nem tudunk tovább bontani. Mechanikai összetétel v. textúra: a mértékadó elemi szemcsékből álló szemcsefrakciók tömeg %-ban kifejezett mennyisége. Meghatározásának elvi alapja: Stokes törvény: a vízben egy elemi részecske ülepedési sebessége - egy bizonyos egyensúlyi állapot elérése után - egyenletes. Ez akkor áll be, amikor a közeg ellenállása egyenlő lesz a szemcsére ható gravitációs erővel. Stokes szerint:

$$6r\pi\eta v = \frac{4r^3 \pi(\zeta_1 - \zeta_2) g}{3}$$

ahol

- |                |                                  |
|----------------|----------------------------------|
| η              | a folyadék belső súrlódása,      |
| v              | a részecske ülepedési sebessége, |
| ζ <sub>1</sub> | a részecske sűrűsége,            |
| ζ <sub>2</sub> | a víz sűrűsége,                  |
| r              | a részecske sugara,              |
| g              | a nehézségi gyorsulás.           |

A szemcseösszetétel ismeretében a 18. ábrán látható háromszög diagramm segítségével a talajok különböző textúra osztályokba sorolhatók. Az osztályozás a három fő szemcsefrakció (homok,



vályog, iszap) százalékos arányából és tulajdonságaiból kiindulva történik. Az ábráról leolvasható, hogy pl.

- agyagtalajokról beszélünk, ha az agyagfrakció >40%, az iszap <40% és a homok <45%.
- homoktalajokban a homok frakció 85%<, az agyag frakció <10%.
- vályog textúra esetén az agyagtartalom 7-27%, az iszap 28-50%, a homok frakció pedig 23-50%.

### 1.7.2. Talaj szerkezete, aggregátumok

A talajok fontos fizikai tulajdonsága a szerkezet vagy struktúra: a talaj elemi részecskéi a talaj szerves és ásványi kolloidjaival összeragadva ún. aggregátumokat, szerkezeti elemeket alkotnak. A szerkezetesség a talaj azon tulajdonságát jelenti, hogy egy darabja magától, vagy külső fizikai hatásra egymáshoz hasonló szerkezeti elemekre esik szét. Gyakorlatban a szerkezeti típust úgy határozzuk meg, hogy megvizsgáljuk milyen darabokra (aggregátumokra) esik szét a talaj a természetes úton bekövetkezett kiszáradás, illetve gyenge nyomás hatására.

Talajszerkezet kialakulása:

- Elsődleges halmazok ~ koagulumok: talaj kolloid részei koagulumokká állnak össze.
- Másodlagos halmazok ~ mikroaggregátumok: a talaj vázrészeit a kolloid rendszerek összetapasztják.
- Harmadlagos halmazok ~ makroaggregátumok: melyek másodlagos fizikai hatásokra jönnek létre (talaj duzzadása, zsugorodása, gyökerek nyomása, fagyhatás, talajművelő eszközök hatása).

Szerkezet nélküli talaj:

- Egyedi, elemi szemcsék lazán illeszkednek (homoktalajok, gleccser hordalék, kötöttebb talajok elporosodott laza fedőrétege)
- Tömött talaj, a talaj csak nagyobb nyomásra esik szét a törés által meghatározott szabálytalan elemekre → csak talajtörmelék (tömődött talajok esetén).

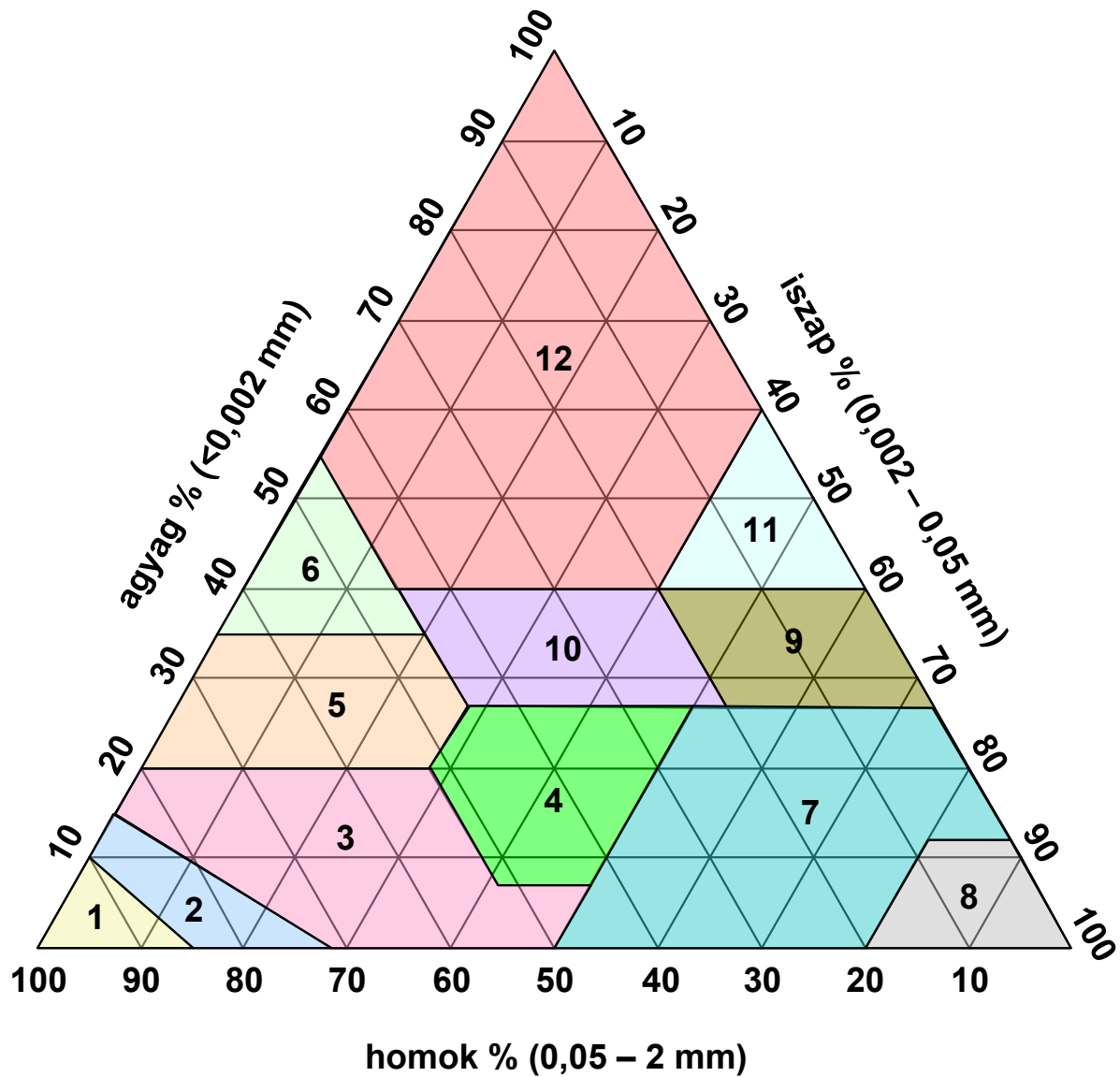
A szerkezetes talaj már kisebb nyomással is egymáshoz hasonló formájú aggregátumokra bontható. Gyengén szerkezetes a talaj, ha csak kevés és gyengén kifejlett szerkezeti elem figyelhető meg benne. A közepesen szerkezetes talajban az aggregátumok nagy része ellenáll a nyomásnak, a szerkezeti egységek a szelvényben nem szembetűnőek. Az erősen szerkezetes talaj természetes állapotban is jól látható szerkezeti elemekből állnak. Erősen szerkezetes pl. a szikes talajok oszlopos B szintje. A szerkezetes talaj vizsgálatát két szempontból végezhetjük:

- Morfológiai szerkezet: szerkezeti egységek alakja, fejlettsége alapján.
- Agronómiai szerkezet: különböző nagyságú aggregátumok egymáshoz viszonyított aránya alapján.

A talajokat a szerkezeti elemek alakja alapján a ... ábrán látható formatípusokba sorolhatjuk. Agronómiai szempontból a szerkezet értékelése nem az aggregátumok alakja, hanem azok mérete alapján történik:

- 10 mm < rög (megaaggregátum)
- 10 – 0,25 morzsa (makroaggregátum)
- 0,25 > por (mikroaggregátum).

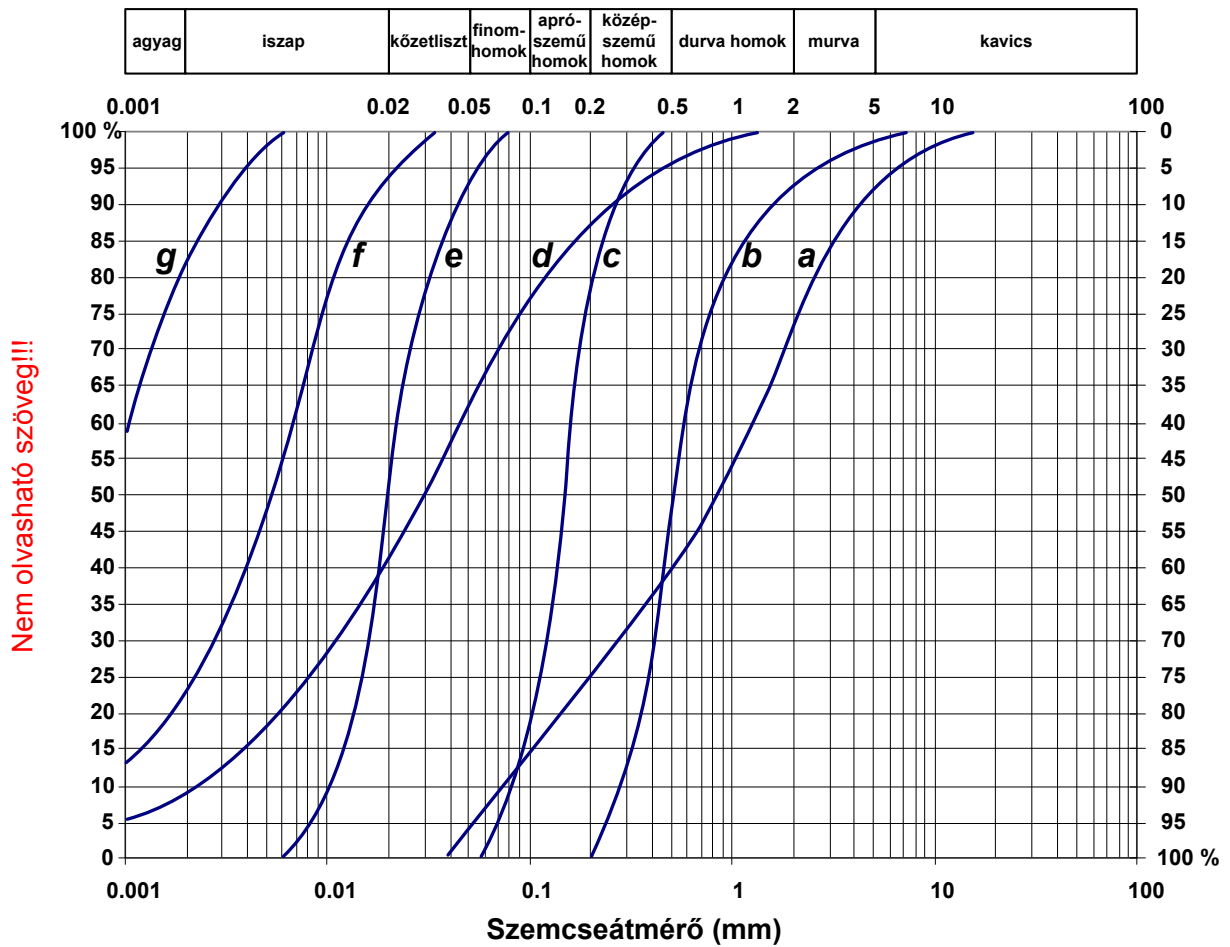
Legelőnyösebb: 1 –3 mm nagyságú morzsák jelenléte. A jó szerkezetű talajokban az 1 mm-nél nagyobb morzsák dominálnak, a rossz, leromlott szerkezetűekben azonban nagy a porfrakció mennyisége.



1. homok, 2. vályogos homok, 3. homokos vályog, 4. vályog,  
5. homokos agyagos vályog, 6. homokos agyag, 7. iszapos vályog,  
8. iszap, 9. iszapos agyagos vályog, 10. agyagos vályog,  
11. iszapos agyag, 12. agyag

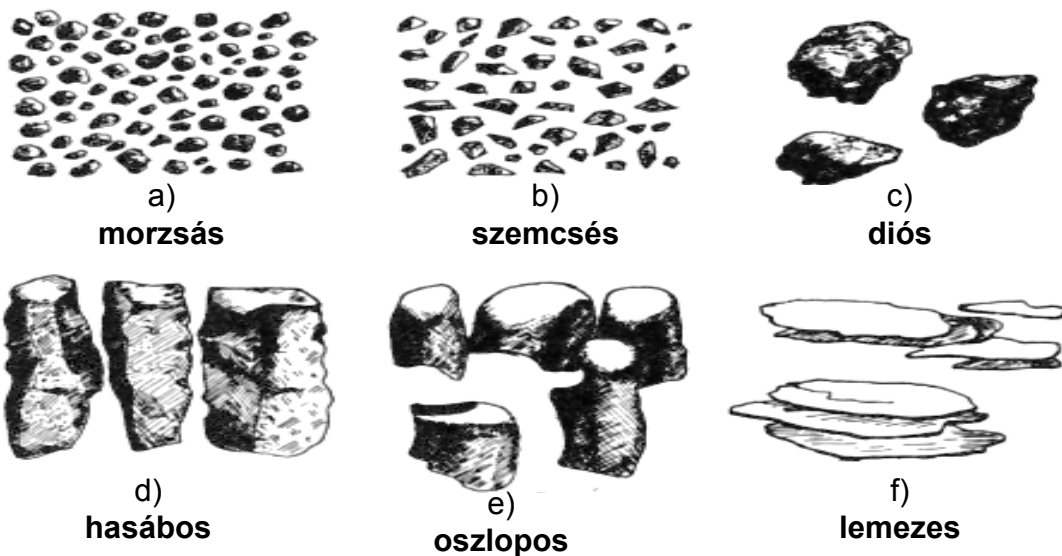
18. ábra Fizikai talajféleség meghatározása a mechanikai elemzés eredményei alapján

### Szemcseösszetételi görbe



**a:** homok, kavics; **b:** durva-, közepszemű homok; **c:** közepszemű homok; **d:** közép-, finomszemű homok; **e:** iszap, agyag; **f:** agyag; **g:** agyagmárga

19. ábra Szemcseösszetételi típusok



20. ábra A talaj morfológiai szerkezete

### 1.7.3. A talaj térfogattömege, sűrűsége

A talaj igen fontos fizikai jellemzője a térfogattömege ( $\text{g/cm}^3$ ), és a sűrűsége ( $\text{g/cm}^3$ ).  
Térfogattömeg: Egységnyi térfogatú, bolygatatlan talaj tömege ( $\text{g/cm}^3$ ). Jelölése  $T_s$ . A talajok jellemző  $T_s$  értéke: 1,1-1,6  $\text{g/cm}^3$ .

A talaj sűrűsége: Egységnyi térfogatú, teljesen tömörített talaj tömege ( $\text{g/cm}^3$ ). Jelölése  $F_s$ . A talajok átlagos sűrűsége ( $F_s$ ): 2,65  $\text{g/cm}^3$ .

A térfogattömeg függ az alkotó ásványok sűrűségétől, mállottságától, az anyag hézagaitól és víztartalmától. A meghatározásához bolygatatlan mintavételre van szükség. A bolygatatlan mintavevő patron térfogatát ismerve már csak a minta tömegének meghatározására van szükség, amit analitikai mérleggel végzünk. A sűrűség (fajsúly,  $F_s$ ) meghatározását piknométerrel végezzük.

### Pórusviszonyok a talajban

A talaj ásványi szemcséi és különböző méretű aggregátumai között – azok méretétől, alakjától, térbeli elrendeződésétől függően – különböző nagyságú és formájú hézagok rendszere, a pórustér található. A pórus tehát a szerkezeti elemek és az elemi szemcsék közti tér, melyet nagyságától függően különböző arányban a talaj levegő és a talajoldat tölt ki. A talajvíz és levegőgazdálkodását döntően befolyásolja a pórusok összterfогata (összporozitás), valamint a különböző méretű pórusok egymáshoz viszonyított aránya.

Pórustérfogat ~ porozitás (P): egységnyi térfogatban a szilárd részek által be nem töltött tér (térfogat százalékban).

$$P = 1 - T_s / F_s \cdot 100, \text{ ahol}$$

$T_s$  = a talaj térfogattömege ( $\text{g/cm}^3$ )

$F_s$  = a talaj sűrűsége ( $\text{g/cm}^3$ ).

Porozitás a talajban 25 – 70 % között változik, optimális ha a P: 50 – 60 %. A különböző textúrájú talajokban azonban más – más összporozitási értékek jellemzők:

homoktalajok: 42 +/- 7%,

vályogtalajok 45 +/- 8%,

agyagtalajok 55 +/- 5%,

láptalajok esetében a  $P > 70\%$ .

A talajban található sokféle méretű pórus a víz-, levegő- és tápanyag gazdálkodás szempontjából is eltérő viselkedésű. A talajba jutó víz visszatartása, raktározása a mikro- és mezo pórusokban történik. A talaj levegőellátottságát elsősorban a makro- és megapórusok mennyisége szabja meg.

A különböző méretű hézagok funkciójuk alapján az alábbi csoportokra bonthatók:

- 30  $\mu\text{m} <$  pórusok a talaj levegőzését biztosítják,
- 3 – 30  $\mu\text{m}$  t. vízgazdálkodás, vízvezetés, víztartó képesség,
- 3  $\mu\text{m} >$  mikroflóra megtelepedése.

A legoptimálisabb, ha az összporozitáson belül a fenti három pórustérfogat aránya 1:1:1.

#### 1.7.4. A talaj vízgazdálkodása, pF

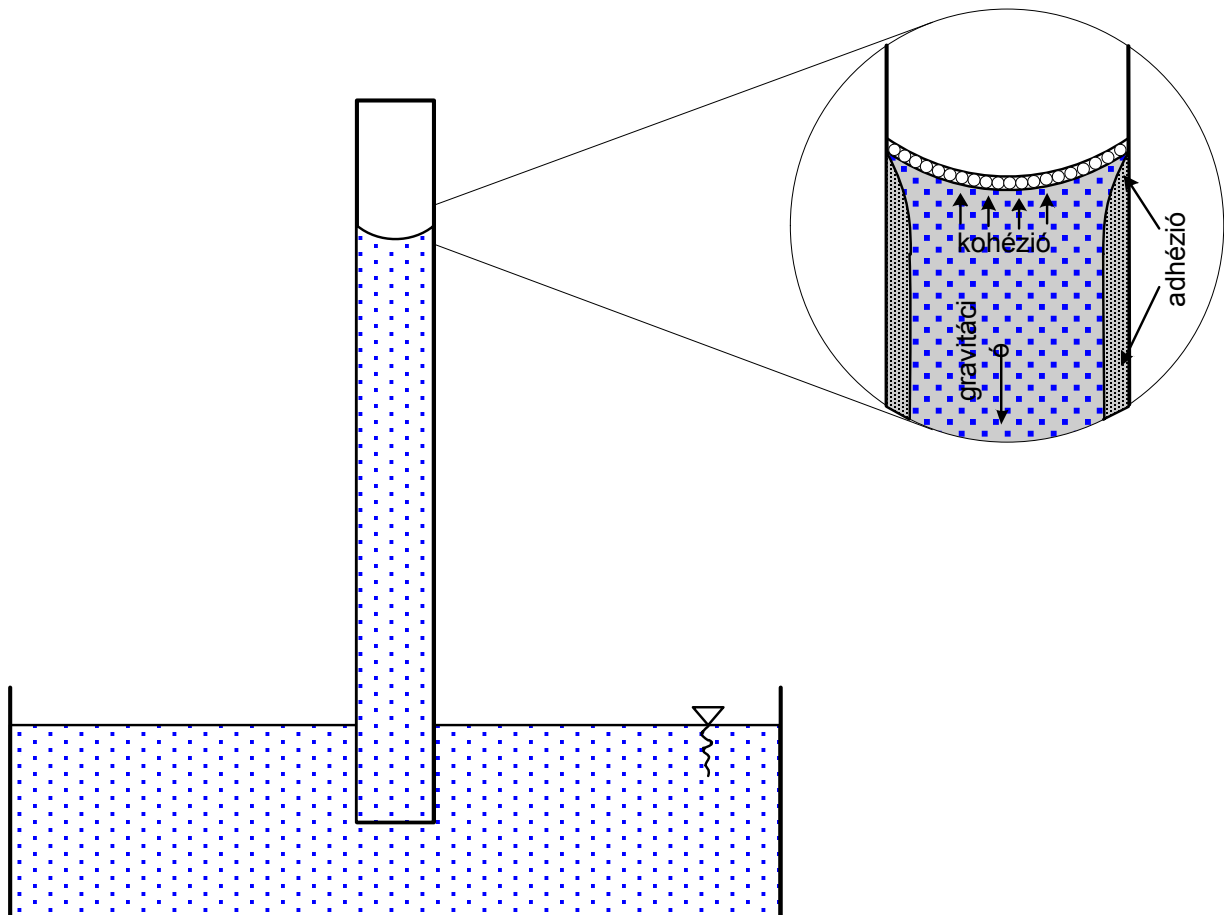
A talajok vízgazdálkodását a bennük tárolható víz mennyisége, annak mozgékonyága (növények általi felvehetősége), valamint a nedvesség tér- és időbeli változása alapján lehet jellemezni. A talaj vízgazdálkodási tulajdonságai megszabják a növények víz- és levegő ellátottságát, a befolyásolják a talaj biológiai aktivitását is.

##### Víz megkötése, visszatartása a talajban:

Talajnedvesség egy része a szemcsék felületéhez tapadva, másik része a pórustérben helyezkedik el. Víz adszorbciónak a vízmolekulák dipólus jellege és a talajrészecskék elektromos töltése idézi elő. Az adszorbciónak hatása azonban a talajrészecskék felületétől távolodva rohamosan csökken, ezért az adhéziós nedvesség csak igen vékony filmréteget képez. A pórustérbe jutott vizet csak megfelelően szűk kapilláris pórusok képesek visszatartani, a nagyobb méretűek gyorsan kiürülnek. A kapilláris cső szívóereje annál nagyobb, minél kisebb a keresztmetszete. A kapillárisok vízvisszatartó, vízemelő képessége függ:

- adhéziós (adszorbciónak) erőtől és a
- vízmolekulák közötti vonzóerőtől, az ún. kohéziós erőtől.

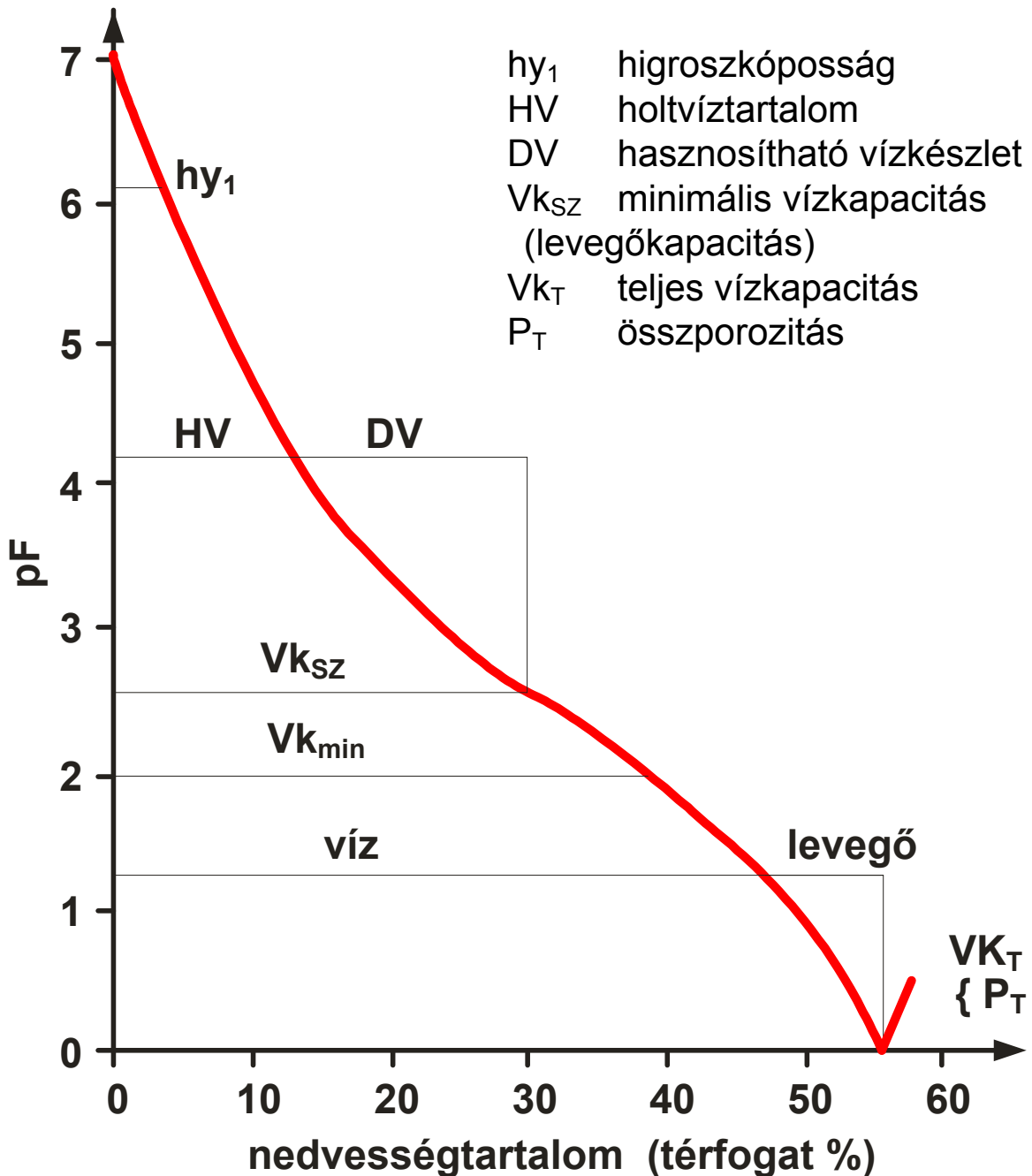
Ha a víz-talaj-levegő rendszerben az adhézió nagyobb, mint a kohézió  $\rightarrow$  a kapilláris meniszkusz homorú. A víz emelkedése a kapillárisban addig tart, míg a vízoszlop súlya egyenlő nem lesz a kohéziós és adhéziós erők által meghatározott emelő/húzó erővel.



21. ábra A vízmolekulákra ható erők a kapillárisokban

A talajnedvesség mozgása, növények általi hasznosíthatósága eredendően a víz energiaállapotával kapcsolatos jelenség. A talajnedvesség energiaállapotát potenciális energiája határozza meg. A talajnedvesség potenciális energiája: a talaj folyadék fázisának a talajvíz szintjéhez viszonyított kifejezett fajlagos energia. A talajban általában az alábbi nedvességpotenciál fajtákkal kell számolni:

- gravitációs potenciál,
- a szilárd fázis mátrixa felületén és a kapilláris rendszerben működő erők összetett hatását kifejező mátrixpotenciál,
- a víz hidrosztatikai nyomásából származó nyomáspotenciál
- az oldott anyagok hatására kialakuló ozmózispotenciál.



22. ábra A pF görbéről leolvasható adatok (Búzas nyomán)

A mátrixpotenciál értékét kifejező negatív számok használatát el lehet kerülni a szívóerő (soil moisture suction) fogalmának bevezetésével.

Schofield javaslatára bevezetésre került a pF érték: a víz adott részlegének elszívásához szükséges erő vízoszlop cm-ben. (Az elszíváshoz szükséges erő azonos a víz visszatartására kifejtett erővel.) A pF görbe (1.22. ábra) a talaj egyensúlyi nedvesség tartalmát mutatja a megfelelő pF érték függvényében. A teljes pF görbe mértékadó pontjait nem lehet egyazon módszerrel ill. eszközzel meghatározni. Más módszert alkalmazunk a  $pF > 3$  tartományban, s másokat ennél kisebb kötőerő esetén.

A pF görbéről leolvasható jellegzetes talajnedvesség formák a következők:

- Vízzel telített talaj pF értéke: 0
- Kiszáritott talajé 7 v. annál nagyobb.
- Hervadás pont:  $pF=4.2$
- Kapilláris víz:  $pF=2.3 - 4.2$
- Gravitációs víz:  $pF= 1.8$

### Nedvességformák a talajban

1. Kötött víz:
  - Kémiaileg kötött, un. szerkezeti víz: talajásványok alkotó része,  $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os szárítás során sem távozik el.
  - Fizikai erővel kötött (adszorbeált) víz: A kolloidok felületén és a pórusok falán megkötődő kb. 1-1000 vízmolekula vastagságú réteg. A kötőerő nagysága a felülettől távolodva csökken  $\rightarrow$  megkülönböztetünk erősen kötött vizet (1-100 vízmolekula vastagság) és lazán kötött vizet (az adszorbeált vízhártya külső része, max. 1000 vízmolekula vastagság)
2. Kapilláris víz: A  $0,2-10\text{ }\mu\text{m}$  átmérőjű kapillárisokban és a talajrészecskék érintkezési pontjainál visszatartott un. póruszöglet víz (kötőerő:  $2,5-4,2\text{ pF}$ ). A kapillárisok feltöltődése felülről, vagy alulról történhet:
  - Támaszkodó kapilláris víz: a talajvízből táplálkozó kapillárisok által felszívott nedvesség. Felszínhez közeli talajvíz esetén az anyagforgalom döntő tényezője (szikesek só profilja).
  - Függő kapilláris víz: a kapillárisok a beszivárgó csapadékvízből (öntözővíz) felülről töltődnek fel, a kapilláris zóna nincs kapcsolatban a talajvízzel.
3. Szabad víz:
  - Kapilláris – gravitációs víz:  $10-50\text{ }\mu\text{m}$  átmérőjű pórusokban  $\rightarrow$  a víz lassan lefelé áramlik
  - Gravitációs víz:  $50\text{ }\mu\text{m}$ -nél nagyobb pórusokban  $\rightarrow$  víz gyorsan mozog lefelé. (mozgása az oldott anyagok és diszpergált kolloidok lemosódását eredményezi)
  - Talajvíz

### A talaj vízkapacitása

Vízkapacitás: az a vízmennyiség, amit a talaj különböző körülmények között befogadni/visszatartani képes. (tömeg%, térfogat%)

1. Szabadföldi vízkapacitás ( $VK_{SZ}$ ): Az a vízmennyiség, amit a talaj beázás után a gravitációval szemben visszatart. Függ a szemcseösszetételtől, szerkezettől, rétegzettségtől, talajvízszint elhelyezkedésétől stb... ( $\sim pF\ 2,5$  szívóerővel szemben visszatartott vízmenny.)
2. Maximális vízkapacitás ( $VK_{MAX}$ ): A talaj pórussterét teljesen kitöltő víz mennyisége. A talaj ekkor kétfázisú.

3. Minimális vízkapacitás ( $VK_{\text{Min}}$ ): A talaj vízvisszatartó képessége laboratóriumi körülmények között, a gravitáció érvényesülése esetén:  $VK_{\text{Max}}$ -ig telített eredeti szerkezetű mintát száraz homokon állni hagyjuk súlyállandóságig. Ahol a talajvíz mélyen van, ott a felső rétegben a  $VK_{\text{SZ}} \sim VK_{\text{Min}}$ . Ha a talajvíz közel van:  $VK_{\text{SZ}} > VK_{\text{Min}}$ .

### A talaj vízforgalmának jellemzői

A talaj vízháztartásának típusát a talajszelvényre ható bemeneti és kimeneti elemek számszerű értéke, s egymáshoz viszonyított mennyisége (vízmérleg) alapján lehet megállapítani. A különböző vízforgalmi típusokat a mérsékelt égővi talajoknál négy altípusra lehet visszavezetni.

1. Erős felszíni lefolyás által befolyásolt típus: a csapadék nagy része lefolyik a lejtőkön, s csak igen kis része szivárog be a talajba.
2. Kilúgozásos vízforgalom: a nagy mennyiségű csapadék jelentős része a talajba jut, s a szelvényben lefelé irányuló vízmozgás dominál (pl. erdőtalajok).
3. Egyensúlyi vízmérleg: a talajban a lefele és felfele irányuló vízmozgás hosszabb időszakokat tekintve egyensúlyban van. A talajvíz mélyen található, nincs hatással a szelvény vízforgalmára (pl. csernozjom talajok).
4. Párolgató vízforgalmi típus: a talajvíz a felszín közelében helyezkedik el, s a szelvényben a felfelé irányuló vízmozgás az uralkodó (pl. réti talajok, szikes talajok).

#### 1.7.5. A talaj levegő gazdálkodása

A talaj pórusterének a nedvesség által ki nem töltött részét levegő tölti ki. A talajlevegőnek fontos szerepe van a növények oxigén ellátásában, s a talajbiológiai folyamatok intenzitásának alakításában. A talajlevegő fő komponensei:  $N_2$ ,  $O_2$ ,  $CO_2$  és a vízgőz. A talajlevegő vízgőztartalma nagyobb a légkörinél. Relatív páratartalma csak ritkán csökken 95% alá. A talajlevegő  $N_2$  tartalma megegyezik a légköri levegőével. Az  $O_2$  és  $CO_2$  mennyiségét a pórustérben lejátszódó biológiai folyamatok intenzitása szabályozza. A gyökérlégzés során pl.  $O_2$  használódik el, és  $CO_2$  képződik. Mivel molekuláris  $O_2$  kizárólag a légkörből – egy igen lassú folyamat révén – kerül a talajba, így egy idő múlva nagyobb lesz a talajlevegőben a  $CO_2$  tartalom, míg az  $O_2$  tartalom csökken a légköri levegőhöz képest.

A talaj levegőzöttségét, légjárhatóságát befolyásolja a szemcseösszetétele, szerkezete és nedvesség tartalma. A minimális levegőkapacitás, azaz a szabadföldi vízkapacitásig benedvesített talaj levegőtartalma a három alapvető textúra osztály esetében a pórustér %-ában kifejezve az alábbiak szerint alakul:

- Homok t. : 30-40%
- Vályog t.: 10-25 %
- Agyag t.: 5-15 %.

A legtöbb szántóföldi növény  $O_2$  ellátottsága megfelelő akkor, ha a talaj pórusterének kb. 15%-át levegő foglalja el. 5%-nál kevesebb levegő jelenléte esetén  $O_2$  hiány lép fel.

#### 1.7.6. A talaj hőgazdálkodása

A talajképződés kémiai és fizikai folyamatainak sebessége, a tápanyag feltáródás üteme, a talaj mikrobiológiai aktivitása, a növények csírázása, légzése, tápanyag felvétele jelentős mértékben függ a talaj hőmérsékletétől. A talaj hőenergiához az alábbi forrásokból juthat:

- Napsugárzás
- Föld belsejéből kiáramló hő



- Szervesanyagok lebontása során keletkező hő
- Talajba kerülő víz (csapadék, termásvíz)

A talajban lejátszódó fizikai, kémiai és biológiai folyamatok (pl. víz halmazállapotának megváltozása) is hőfelszabadulással, vagy hőelvonással jár. Nagyobb területet ill. hosszabb időszakot figyelembe véve a talaj hőenergia mérlege egyensúlyban van. A naptól érkező, főként rövid hullámhosszúságú sugárzást a talajban nagy hullámhosszúságú sugárzássá, hővé alakul át. A talaj tehát a sugárzás átalakításában, mint transzformátor működik. A talajszelvényben lefelé haladva csökken a napi és az éves hőingás mértéke. A talaj hőmérsékletét és a hőingadozás mélységét, annak mélységi eloszlását meghatározó tényezők közül a legfontosabbak: az összporozitás, a nedvesség tartalom, és a szervesanyag-tartalom. A laza szerkezetű, sok levegőt tartalmazó talaj felszíne, mivel a levegő hőkapacitása kicsi, gyorsan felmelegszik. A levegő azonban gátolja az alsóbb rétegek gyors felmelegedését, így a laza, száraz talaj felszínén rendkívül nagy, de csak kis mélységig terjedő a hőmérséklet-ingadozás. A tömör és nedves talajok felszínén ezzel szemben sokkal kisebb a hőingás.

#### 1.7.7. A talaj színe

A talajok színét a nemzetközi gyakorlatban a Munsell-skála segítségével határozzuk meg. A talajok alapszíne száraz és nedves állapotban nem egyforma. Ezért lehetőség szerint enyhén nedves állapotban is meg kell határozni a talajok színét. A Munsell-skála alkalmazásával minden talajhoz ill. talajszinthez egy kódszámot rendelünk, mely az alábbi három jellemzőről tájékoztat:

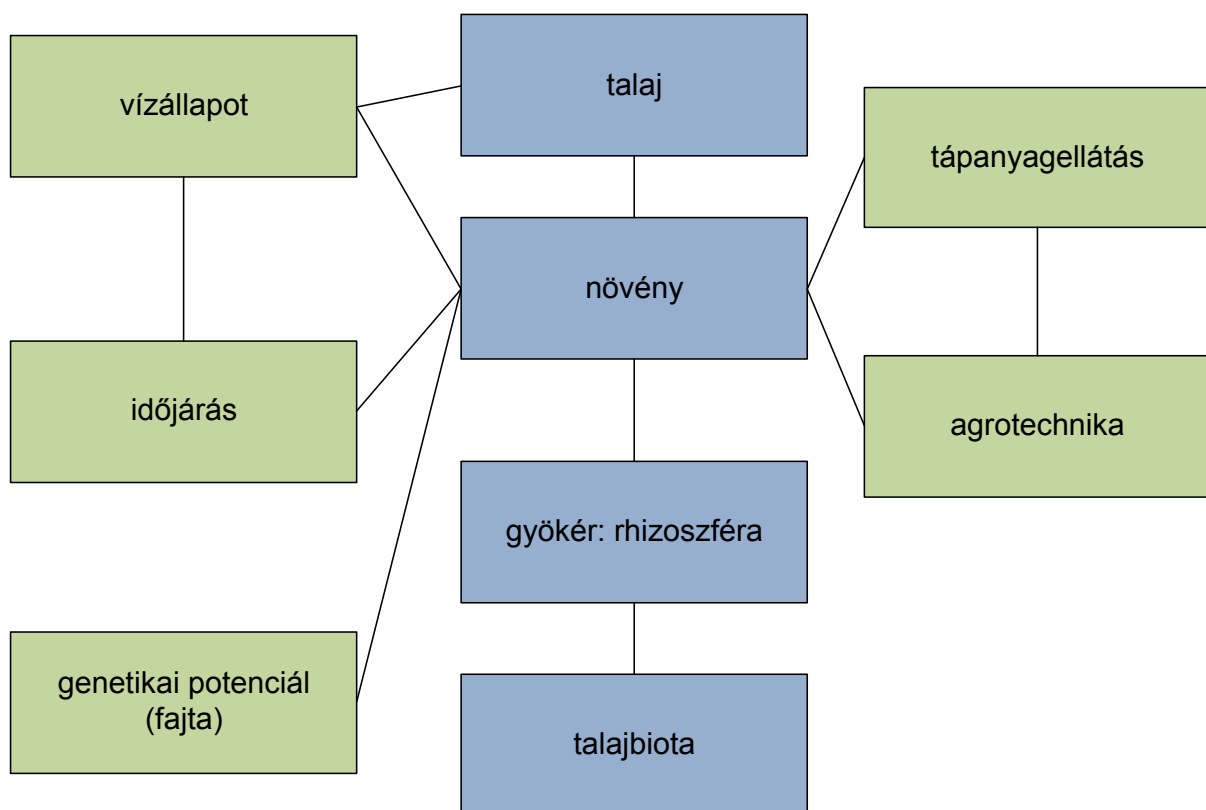
- A HUE megadja, hogy mely alapszínek keveréke az adott szín.
- A VALUE a színkeverék sötétségére vonatkozik
- A CHROMA a színkeverék telítettségére vonatkozik (tompá szürkétől - a telített színig)
- Pl. a 10YR6/3 a jellemző lősz szín, a 10YR3/2 a jellemző mezősi A szín.

A szín meghatározásán túl feljegyzéseket kell készítenünk a talaj tarkázottságáról is, amelyet a kiválások, konkréciók, vázrészek kölcsönöznek a talajoknak.

## 1.8. A talajok biológiai állapota

A talajok fizikai és kémiai tulajdonságai teremtik meg az alapot arra, hogy az élő, biológiai alkotórész közös névvel a „talajbiota” is megtalálhassa életfeltételeit azokban. Az életfeltételek kialakulása egy lassú folyamat és az élőlények ökofiziológiai igényétől függően alakul ki egy meghatározott rend szerint. A talajbiota tagjai közé soroljuk a talajlakó, szabad szemmel is látható (makroszkópikus), valamint a szabad szemmel általában nem, csak segédeszközökkel megfigyelhető mikroszkópikus méretű élőlényeket. A talajbiota összetettségére jellemző, hogy egyik részét a talaj-állatok, a talajfauna elemei alkotják, mint pl. bizonyos rovarok és a férgek; más részük pedig a növények, a talajflóra tagjai közé sorolható, mint pl. a szabad szemmel nem látható mikroorganizmusok, a fonalas gombák és a legtöbb esetben az egysejtű baktériumok.

A talajok élő alkotórészeinek a tevékenysége hozzájárul a talajok legfontosabb funkciója, a talajtermékenység kialakulásához. A termékenységet a talajokon termesztett növény-, takarmány-típusokkal is befolyásolhatjuk, mivel a növényi gyökerek az ott megtelepedő mikrobákat és azok tevékenységét is szelektív módon irányítják, befolyásolni képesek. A mikroorganizmusok aktív (anyagcsere) kapcsolatban állnak a növények gyökérzetével, amely olyan anyagokat választ ki, ami a mikroorganizmusoknak szén- és nitrogén-forrásként szolgálhat. Ezek a tápanyagok alakítják ki az ún. rhizoszféra effektust, amelynek hatására a növényi gyökérrendszerben nagyságrendekkel nagyobb mennyiségű élőlény, mikrobátömeg telepszik meg. Az ilyen talaj-növény-mikroba rendszerekre ható környezeti tényezőket és a tényezők közötti összefüggéseket az következő ábra mutatja be:



23. ábra Talaj-növény-mikroba rendszerekre ható környezeti tényezők és a tényezők közötti összefüggések

6. táblázat A talajok élő alkotórészeinek, a talajbiotának a felosztása, főbb csoportjaik és tevékenységük

A talajbióta elemei és funkcióik			
Növények (talajflóra)		Állatok (talajfauna)	
Makro-flóra	Mikro-flóra	Makro-fauna	Mikro-fauna
Növények földfeletti részeinek hatásai	Baktériumok -szervesanyag bontás -tápanyagforgalom	Fonals férgek gyűrűsférgék, rovarok, -szerves-anyag aprózódás	Protozoák: -csillósok (Ciliata) -ostorosok (Flagellata) -gyökérlábúak (Rizopoda)
Növények földalatti részeinek hatásai -fizikai -kémiai -biológiai	Sugárgombák (Aktinomiceták) Endofita baktériumok és gombák	Ízeltlábúak Pókszabásúak Puhatestűek	
Növényi maradványok, bomló szerves anyagok hatásai -fizikai -kémiai -biológiai	Gombák -szervesanyag bontás Ektomikorriza Algák	Pókszabásúak Férgék Gerincesek	

A termékeny talajok kedvező tápanyag-szolgáltató képességének kialakulása, a jó levegőzöttségi viszonyok, a gyökérfejlődést segítő morzsalékos szerkezet létrejötte és a növények optimális vízigényének biztosítása a talajmikrobák tevékenysége nélkül elképzelhetetlenek. A talajbióta élettani igényét figyelembe vevő megfelelő agrotechnika alkalmazásával tehát megteremthető a fenntartható mezőgazdasági termelés és környezetgazdálkodás háttere is.

Az egészséges talaj makro- és mikroorganizmusok sokaságát alkotja a megfelelő működőképességet biztosító arányban és egyensúlyban.

A talajok ezen biológiai alkotórésze az ösztömeghez képest csekélynek mondható (mindössze néhány %, ahogy az 7. táblázat is jelzi), mégis tevékenységük nélkül a talajok mezőgazdasági vagy környezetvédelmi működőképessége nem valósulhatna meg. A mikroorganizmusok száma és tömege a talajokban azok szervesanyag-tartalmával, vagy annak gyarapodásával is bizonyos határig nőhet. A hideg égövön található podzol-talajhoz viszonyítva a csernozjom talajokban pl. a kitenyészhető mikroorganizmusok mennyisége akár nyolcszorosan több is lehet).

7. táblázat A mikroorganizmusok összes mennyisége néhány talajtípusban\*

Talajtípus	A mikroorganizmusok összömege (t ha <sup>-1</sup> )		Humusztartalom (%)	
	Természetes vegetáció	Megművelt terület	Természetes vegetáció	Megművelt terület
Podzol	0, 10	0,60	0,15	0,82
Csernozjom	0,61	0,86	0,35	0,64
Szürke csernozjom	0,42	0,83	1,34	2,50

\* megjegyzés: A számok az optimálisan kialakítható mennyiségeket jelzik, illetve azok elérhetőségét. Intenzív mezőgazdasági körülmények között a művelt területek biológiai tevékenysége jelentősen csökkenhet.

Az 7. táblázatból az is látható, hogy mezőgazdaságilag művelt körülmények között megfelelő agrotechnikával egy adott talajtípuson mind a mikroorganizmusok száma, mind a talajok humusztartalma irányítottan változtatható és akár magasabb érték is elérhető az azonos talajon és éghajlati körülmények között kifejlődő természetes ökoszisztémában. Nagy általánosságban azonban ez az állapot kevésbé jellemző, mivel a mikrobák mennyisége a mezőgazdaságilag művelt területeken rendszerint csökken.

A talajbeli élőlények mennyisége és működőképessége szoros összefüggésben van a talajminőséggel. Ennek következménye az, hogy az ún. alternatív, csökkentett műtrágya és növényvédőszer- (peszticid) felhasználással járó, környezetbarát organikus rendszerekben a mikroorganizmusok száma magasabb, egyenes következményeként annak, hogy a talajfizikai tulajdonságok egész sora is javul.

Ökológiai szempontból a talajok minőségéről információt általában egy növényi, vagy egy állati élőlény is adhat, ami akár megtalálható ott, akár hiányzik, de jelez egy bizonyos állapotot. A talajoknak ez a tulajdonsága rendszeres ellenőrző, monitorozó vizsgálatokkal követhető nyomon. A monitoring elemeinek a kijelölése azonban a talaj-növény-mikroba-klíma rendszerekben uralkodó számos környezeti tényező között nem egyszerű feladat. A talaj ugyanis hatalmas tömegű és különféle típusú mikroorganizmus-csoportnak teremt élőhelyet. Ezek általában különböző életközösségeket alkotván a leginkább alkalmazkodtak (adaptálódtak) az adott élettérhez. Az adaptálódott, stressz-tűrő és a környezeti tényezőkkel szemben toleráns mikroorganizmus-fajok száma 1 gramm talajban akár több mint 10.000 is lehet.

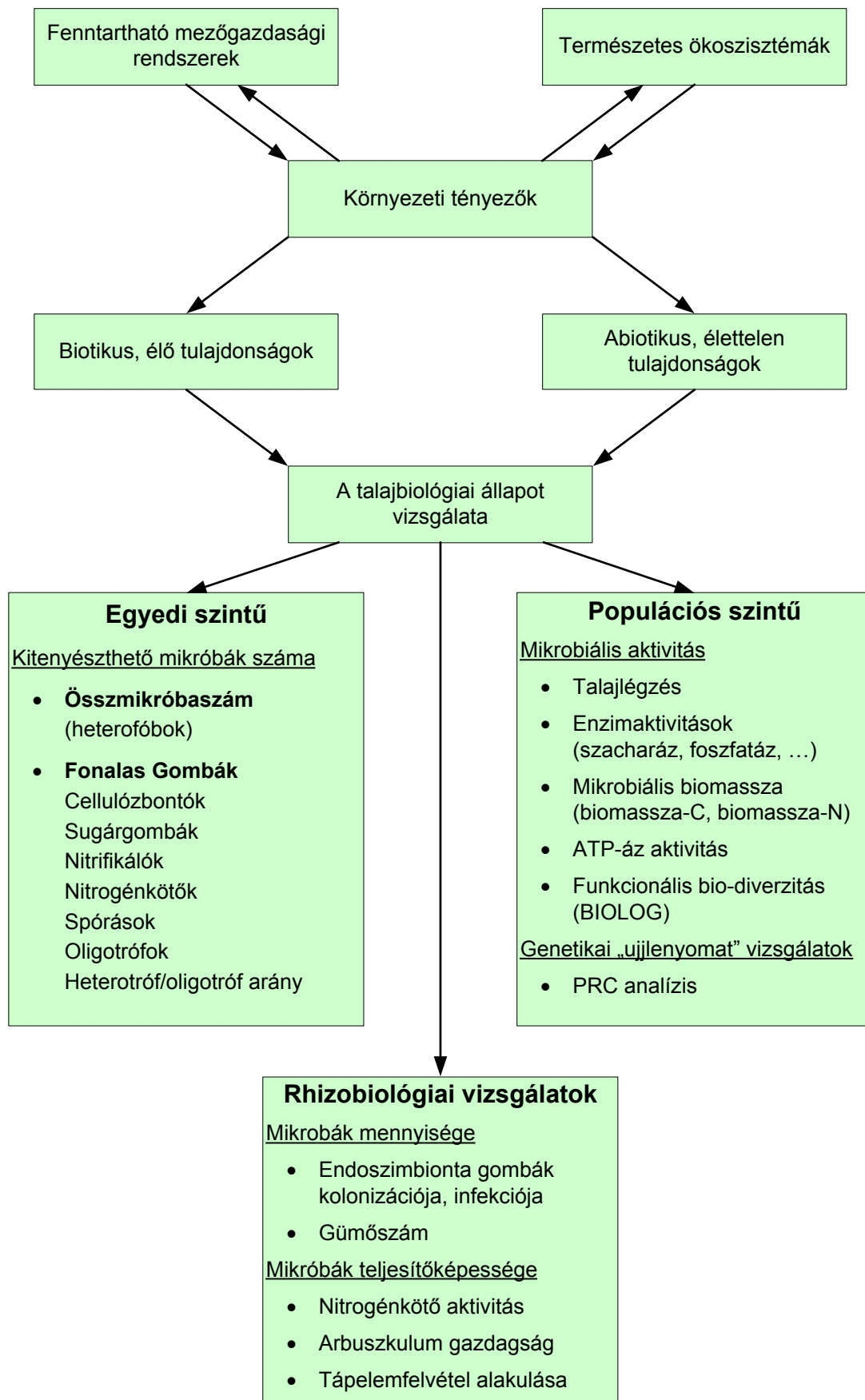
A 8. táblázatban a négy legfontosabb mikrobacsoport számszerű előfordulásának becsült értékeit mutatjuk be. Ezek közelítő értékek, mivel a kitenyésztésük még a mikroorganizmusok számára kedvező, ún. „szelektív táplemezek” segítségével is a mikrobiális összömegekhez viszonyítva irodalmi adatok alapján csak 1%-ban lehetséges.

8. táblázat Mikroorganizmusok mennyisége 1 gramm talajban (száraz anyagra vonatkoztatva)

Mikrobatípus	Mennyiség 1 g talajban	Jellemző nagyságrend
Baktériumok	100 millió- 1 milliárd	$10^8$ - $10^9$
Sugárgombák	10 millió- 100 millió	$10^7$ - $10^8$
Gombák	1 millió- 100 000	$10^5$ - $10^6$
Algák	10 000	

A 9. táblázata talajok biológiai tulajdonságaira ható környezeti élő- és élettelen, biotikus és abiotikus tényezők közötti kölcsönhatásokat mutatja be a mezőgazdasági rendszerekben és a természetes ökoszisztémákban. Az ilyen talaj-növény-mikroba-klíma rendszerekben egyedi és populációs szintű, közösségi vizsgáló eljárások alakultak ki a talajminőség- és közvetve a talaj-termékenység jelölésére.

9. táblázat A talajbióta mennyiségét és működőképességét befolyásoló tényezők és azok kölcsönhatásai, valamint vizsgálati lehetőségek



### 1.8.1. A magasabb-rendű növények és állatok szerepe

A magasabb-rendű növények csoportjába tartoznak a magvak, a rizómák, a gumók, és a gyökerek. A magasabb-rendű állatok csoportjába pedig, a rovarok, a puhatestűek, és a földigiliszták sorolhatók. Ezeknek a szervezeteknek a jelenléte igen fontos a talaj működése szempontjából, hiszen ezek az élőlények kapcsolatban vannak a termőföld felszínével, és gyorsabb anyagcserét képesek folytatni, mint a mikroszervezetek. A tápanyagok felvétele a növényeknél a leveleken (filloszféra) keresztül is lehetséges. A levélen keresztül felvett tápanyagok - vas, réz és mangán - gyakran nagy hatásukat az anyagcsere-folyamatokban való közvetlen bekapcsolódásuk révén fejtik ki. Levéltrágyázás következtében a levelek zöld színe mélyül, a klorofiltartalma növekedik és intenzívebb a fotoszintézis is. A légzés mértéke és az enzimek működése is erősödik.

A magasabbrendű állatok (rovarok, puhatestűek, földigiliszták) szerepe azért kiemelendő, mert nélkülük a talaj működő-képessége akadályozott lenne. Ezek a funkciók a talajlazítás, a tápanyagok szállítása, a talajok szellőztetése... stb. Talajlazítás során ezek az élőlények pusztán a helyváltoztatásukkal, mozgásukkal indirekt módon is elvégzik feladatukat. Az így megbolygatott talaj lazább szerkezetű, porhanyósabb lesz. Ez segít a talajra hulló csapadék elvezetésében is. Továbbá a talaj szellőzése is megoldott lesz és az nem penészedik be. Ezek az élőlények olyan anyagokat termelnek amik a növényeknek fontosak, és persze ők is fel tudják venni a számukra fontos tápanyagokat. Több ezer talajbeli lebontó fajt írtak már le, köztük sok rákot, atkát, természet, ezerlábút, férget. A lebontás során a lebontó fajok egyrészt nagy mennyiségű szerves anyagtól szabadítják meg a közösséget, másrészt felvehető tápanyagokat szolgáltatnak a növényeknek. A magasabb-rendű állatok lebontási folyamataik során sokszor képesek a talajba került mérgező anyagok detoxikálására is.

### 1.8.2. A talajmikroszervezetek és tevékenységük

A talaj a szárazföldi növények alapvető éltető közege. A növényeken keresztül a talaj közvetve biztosítja a szárazföldi növényevő állatok létezését, valamint az ember egyik legfontosabb tevékenységét, a mezőgazdasági termelést is. A talaj a legfontosabb erőforrások egyike, mely feltételeken megújuló és megújítható.

Ellentétben azonban a megújuló erőforrásokkal (pl. a napenergia) a mezőgazdasági talaj megújulása nem megy végbe önmagától, hanem az ember aktív tevékenységét is megköveteli. A talaj a környezetével állandó anyag- és energiacserét folytat. A növények számára hőt, vizet és tápanyagokat raktároz, képes a szerves kémiai kötésben lévő elemeket ásványi kötésbe vinni, a szerves vegyületek alkotóelemeit stabilabb állapotba rendezni. Olyan ökológiai rendszert képez, melyben az élő, biotikus és az élettelen, abiotikus folyamatok szoros egységet alkotnak. A talaj mindezek mellett a bioszféra hatalmas génrezervoárja, számos faj természetes élőhelye és ezáltal is biztosítja a biológiai sokféleség, diverzitás fenntartását, megőrzését is.

A diverzitás = biológiai sokféleség, azaz a talajban található élőlények, élőlénycsoportok minél nagyobb fokú variabilitása, genetikai alapon kimutatható különbözősége. Megnyilvánulhat faji, genusz és nemzetségi szinten is.

### 1.8.3. A talajok termékenysége

A talaj fontos tulajdonsága, hogy termékeny, vagyis a növényeket képes ellátni a megfelelő mennyiségű vízzel és tápanyagokkal, emberi szempontból tehát fontos szerepet játszik a táplálékok előállításában. A mezőgazdasági termelés célja ebben a megközelítésben a talajtermékenység fenntartása és a lehetőség szerinti fokozása. Az ennek során folytatott intenzív növénytermesztés, az erőteljes gépesítés, valamint a sokféle vegyi anyag, mezőgazdasági kemikália felhasználása – esetenként pedig az öntözés vagy lecsapolás is akár – a talajállapot leromlását és közvetve a termékenység csökkenését válthatja ki. A talaj és az élővilág között szoros és sokrétű kölcsönhatás létezik. Az élővilág egy jelentős része közvetlenül, mások pedig közvetve, pl. a magasabbrendű növények által kötődik a talajhoz.

A talajokban ezeknek a hatásoknak az eredményeképpen rendkívül gazdag élővilág alakul ki, mely a növények, állatok és mikroorganizmusok különböző csoportjaiból tevődik össze. A talajok ezen élőlényei, és a környezet között azonban dinamikus kölcsönhatás valósul meg. A dinamizmus, változásokat eredményezhet a talajok fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaiban is, amelyek eredménye a talajok működőképességére, funkcionálására is kihat. A baktériumok és az állati szervezetek tápanyagokat, szén- és nitrogén-forrásokat, azaz szénhidrátot, zsírt és fehérjét igényelnek a növekedésükhöz, szaporodásukhoz. A gombák lebontják akár a fás részeket is. A talajban kialakuló biológiai ciklus minden élő résztvevőjének sajátos a szerepe, funkciója, ami elvezet bennünket a szerves és ásványi anyagok körforgalmához a „talaj-növény-mikroba-klíma rendszerekben. Ennek az anyagkörforgalomnak a nyomán a talaj termékenysége optimális esetben állandóan megújul. A talaj ezért sorolható a megújuló energiaforrások közé. A megújuló energiaforrások olyan természetes anyagok, közegek, amelyek energiataralma újratermelődik, bizonyos tevékenység után részben, vagy teljesen regenerálódik, vagy adott feltételek között regenerálható.

A talajok minősége egy állandóan változó, bonyolult kölcsönhatás eredményeként alakul ki. Ebben a folyamatban megkülönböztetünk talajminőséghez pozitívan hozzájáruló, ún. talajépítő, valamint a talajminőséget károsító, talajpusztító folyamatokat. Ezeknek az ellentétpároknak a listáját az 10. táblázat mutatja be.

A talajrészecskéken különböző mikroorganizmusok, baktériumok, gombák, algák, mikroszkópikus állatok stb. nagy mennyiségben fordulnak elő. A talajrészecskék között is további élőlények előfordulása ismert. A talaj ily módon bonyolult életközösségek színtere, még akkor is, ha növénytakaró egyáltalán nem borítja. A talajnak ezt az életközösséget edafonnak nevezzük, aminek általános összetételét a 11. táblázat mutatja be.

Nem tartoznak az edafonhoz a magasabbrendű zöld növények föld feletti részei, bár azok kialakulása is erősen függ a talaj alapvető biológiai állapotától. A talaj élőlényei az edafonnak a faj- és egyedszáma általában kevésbé ismert a föld felszíne felett élőkénél.

A mikroorganizmusok a talajbiota tömegének jelentős képviselői, az így megállapított összes tömegnek akár 20%-át is kitehetik. A talajélőlényeket típusuk és méreteik szerint különböző kategóriákba sorolhatjuk. A makro- és megafauna (2,0-200 mm-es állatok) legjelentősebb képviselői a giliszták, de a makrofaunában számos más állat is él (pl. televényférgék, csigák). A mezofauna (0,2-2,0 mm-es nagyság) tagjai például a kerek- és fonálférgék, míg a mikrofaunát 0,2 mm-nél kisebb élőlények, így pl. ostorosok és gyökérlábúak képviselik.



10. táblázat A talajminőség kialakulásához hozzájáruló lepusztító (degradációs) és felépítő, megőrző (konzervációs) folyamatok összessége (Biró, 1998)

A talajtani folyamat iránya	
a talaj romlása	a talaj romlását megakadályozó növénytermesztési művelet
Talaj-lepusztulás (erózió, defláció)	Talajmegőrző művelés, teraszosság
Monokultúrás növénytermesztés	Vetésforgó pillangósokkal
Nitrogénvesztés (denitrifikáció)	Nitrátosodás (nitrifikáció)
Növénymaradványok elhordása, vagy elégetése	Növénymaradványok újrahasznosítása (komposztálás, beszántás)
Savanyodás (pH csökkenés)	Meszezés, megfelelő talajjavító eljárások
Fel- és altalajvizek elfolyása	Megfelelő vízvédlem
Tömörödés	Talajlazítás, mélylazítás
Szervesanyag-vesztés	Szerves trágyázás
Gyomosodás	Talajtakarás, mechanikai és kémiai módszerek optimalizálása
Nagyadagú, rendszertelen műtrágyázás, talajsavanyodás	Műtrágyák aktuális igény szerinti alkalmazása
Szikesedés	Integrált talajjavítás
Toxikus anyagok felhalmozódása	Biológiai és fizikai, kémiai technológiai helyreállítás (remediáció)
Tápanyagvesztés, elfolyás a talajvízzel	Megfelelő növényfajták alkalmazása (dús gyökérszövet, talajmegkötés)

11. táblázat A talajban található élőlényeknek, az edafonnak az összetétele általában

Prokarioták	Gombák	Növények	Állatok
- Baktériumok ( $10^9$ - $10^7$ ) - Sugárgombák - Cianobaktériumok	- Mikroszkopikus gombák (penészek, élesztők) - Nagygombák, mikorrhizák (Összesen: $10^5$ /g)	Algák Magvak Rhizómák Gumók Gyökerek	Egysejtűek ( $10^4$ - $10^3$ /g) Fonálférgék Rovarok Puhatestűek Földgiliszták

Az edafon biomasszáján belül legnagyobb jelentőséggel a mikroflóra szervezetei bírnak. A talajbiota mennyisége és minőségi összetétele is ugyanakkor folyamatosan változik, nem állandó, összhangban áll a környezeti tényezők változásával (tartós szárazság esetén például csökken a talajélőlények biomasszájának a tömege, de ezen belül a mikroflóra aránya nő. A talaj legfelső, 0-2 cm-es rétegében ugyanis nagy a hőmérséklet, illetve a nedvességtartalom

ingadozása, és az UV-sugárzás is. Ennek következtében a mikroorganizmusok száma viszonyítva csekélyebb. A felszín alatti, 15-20 cm-es rétegben található a legtöbb mikroszervezet. A mikroorganizmusok 150-200 cm-es mélységig mutathatók ki. A mélység növekedésével arányosan ezen belül is a nagy oxigén-igényű (aerob) szervezetek folyamatosan az oxigént kevésbé (mikroaerofil tulajdonság) vagy egyáltalán nem igénylő (anaerob) szervezeteknek adják át a helyet. A mikroszervezetek közül a legfontosabbak, és a leginkább alkalmazkodók, sokféle tevékenységüket tekintve a baktériumok. Az alkalmazkodáshoz a gyors szaporodóképességük is hozzájárul. Ismert, hogy kedvező körülmények között átlagosan 20 percenként képesek osztódásra, aminek következtében exponenciális gyarapodást tudnak megvalósítani. Működő-képességükre jellemző, hogy egy nap alatt akár testtömegük 100-1000-szeresének megfelelő anyagmennyiséget is képesek lebontani. A talajnak csaknem minden felépítő és lebontó folyamatában részt vesznek. A nitrogén körforgalomban kizárólagos szerepük van. Elhelyezkedésükre jellemző, hogy a talajban nem egyenletesen oszlanak el, kis telepeket, kolóniákat alkotnak, a tápanyagok előfordulása, a víz- és/vagy a levegőtartalomnak megfelelően. Egy g talajban  $10^8$ - $10^9$  db baktérium is lehet. Tevékenységük következménye pl. anaerob körülmények között a Fe(III) redukciója Fe(II)-vé, vízzel borított talajrétegekben.

Sejtfelépítésük alapján a baktériumokhoz tartoznak a sugárgombák (Streptomycesek és Actinomycesek) is. Telepmorfológiailag a mikroszkópikus gombák felé mutatnak átmenetet. Elágazó micélium jellemző rájuk. Számuk a talajban, 45 millió, de a 100 milliót is elérheti grammonként. Jól levegő-ellátottságú, semleges talajban a baktériumok 30-50%-át is elérheti a számuk. Kedvezőtlen körülmények között 5-10% körüli a mennyiségük. Fő funkciójuk a cellulóz és más, nehezen bontható szerves anyagok bontása.

A talajban mindenütt megtalálható, fotoszintetizáló szervezetek a cianobaktériumok. Nagyobb számban főleg a talaj felsőbb rétegeiben, leginkább a közvetlen talajfelszínen fordulnak elő. A légköri nitrogént akkor is képesek megkötni, ha nem állnak kapcsolatban növényekkel. Elárasztott rizsföldeken, homoktalajokban jelentősek a növények  $N_2$ -felvételében.

Elhalt vagy élő szerves maradványokon élnek a mikroszkópikus gombák. Fonalszerű micéliumtömeget képeznek, amely hifa-fonalakból áll. Biokémiai szempontból a baktériumoknál kevésbé változatosak. Valamennyien aerob, heterotrof szervezetek. Számuk a talajban 50- 100 ezer/g talaj száraz tömegre vonatkoztatva. A pH csökkenésével a baktériumok és a sugárgombák szerepe csökken a talajban, és helyüket a sokkal inkább savtűrő mikroszkópikus gombák veszik át. A szerves anyagok (cellulóz, lignin, és más bonyolultabb vegyületek) erélyes lebontói a talajban. Bizonyos fajokra jellemző, hogy szimbiózist képesek kialakítani a növényi gyökerekkel, ez a jelenség a mikorrhiza. A kölcsönhatás eredményeként javul a növények foszfor és mikroelem-ellátottsága.

A talajok anyagforgalmában szerepet játszó állatokat nagyságuk szerint osztályozhatjuk. Ez azért fontos, mivel előfordulásuk a talajok porozitásától, a járatok nagyságától függ. Osztályozhatjuk azonban az állatvilágot életmódjuk alapján is. Így megkülönböztetünk állandó (permanens), időszakos, periódusos és átmeneti talajlakókat. Az első csoport tagjai azok az állatok (pl. földigiliszták), amelyek egész életüket a talajban élik le. Az időszakos talajlakók közé pl. egyes rovarlárvák tartoznak, amelyek életciklusuk egy, de nem elhanyagolható részét töltik a talajban. A periódusos talajlakók a talajt gyakran elhagyják, de oda rendszeresen vissza is térnek (pl. kisebb gerincesek). Külön csoportot képeznek egyes darazsak, amelyek több generáción keresztül a talajban élnek, majd ezt követően néhány generációjuk a talaj fölött tölti le életét.

A talaj élő hányadának fontos részét képezi a növények gyökérrendszere, az ún. rhizoszféra (rhizo = gyökér; szféra = környezet, régió), amely lényegesen befolyásolja a víz és a tápelemek áramlását, valamint a mikroorganizmusok és talajenzimek eloszlását és aktivitását is.



## **2. TALAJTANI GYAKORLATOK**

## 2.1. Talajvizsgálatok célja

A talajok megismerésének legfontosabb lépése, azok helyszíni leírása és terepi, vagy laboratóriumi vizsgálata. A helyszíni talajfelvételezés módjának kiválasztását alapvetően a vizsgálat célja határozza meg. A talaj felvételezés célja lehet a terület genetikai talajtípusának meghatározása, esetleg nagyméretarányú talajtérkép elkészítése. Lehet célunk mintavételezés laboratóriumi vizsgálatokhoz pl. tápanyag utánpótlási terv készítése céljából, vagy esetleges talajszennyezés kiterjedésének, mértékének feltárása. A mintavétel történhet a hálózatban (raszter-elv), vagy egy egyenes mentén (katéna-elv) szerint. A raszterelv szerinti mintavételezés során a vizsgálandó terület nagyságától és a vizsgálat céljától függő sűrűségű négyzethálót helyezünk a területre, s a mintavételezés a négyzetháló rácspontjaiban történik. Célunk ekkor az egyenletes mintavétel. A katéna elv alapján történő talajminta vételezés figyelembe veszi a felszín morfológiáját (kitettség, domborzati forma, lejtő viszonyok), az alapkőzet, a növényzet, a területhasználat stb. változatosságát. A mintavételezés történhet e két elv kombinálásával is. Különleges célból, pl. kutatás esetén, a fentiekől eltérő mintavételi eljárást is alkalmazhatunk.

Más mintavételi eljárást követel meg a talaj tápanyagtartalmának vizsgálata. Ez esetben általában átlagminta vételi eljárást kell alkalmazni, ami azt jelenti, hogy egy kb. 5 - 6 hektárnyi (talajtípusát tekintve bizonyítottan homogén) terület jellemezhető egy átlagmintával, mely a mintateretek négy egymással átellenes sarkaiból, valamint középpontjából (0 - 30 cm -es rétegből) összehordott, majd összekevert talajból kivett kb. 1 - 1,5 kilogrammnyi reprezentatív minta. Megjegyezzük, hogy átlagmintát csak egységes területről vehetünk, a mintavételi pontokat úgy határozzuk meg, hogy azok a mintázandó területet egyenletesen behálózzák, illetve a talajtulajdonságok évszakonkénti változása miatt a mintavétel optimális ideje a növények betakarítása utáni, fás növényeknél a lombhullást követő időszak.

## 2.2. Helyszíni talajvizsgálatok

### A talajszelvény helyének kijelölése és készítése

A talajszelvény helyének kijelölése előtt be kell járnunk a vizsgálni kívánt területet, el kell különítenünk a különböző talaj tulajdonságú részeket. Az elkülönítésben segítségünkre lehetnek a jellegzetes terepalakulatok, a természetes vegetáció és a kultúrnövények fejlődése. Nagy segítséget jelentenek az útbevágásokban, a partfalakon, vagy az építkezéseken megfigyelhető talajtípusok és -változatok. Megfigyeléseinket célszerű, a munka előtt beszerzett, térképen rögzíteni, ahol bejelölhetjük a különböző talajú területeket és később a talajszelvények helyét is. A munka célja mellett (pl. talajtérképezés, tápanyag-utánpótlás terv készítése, talajjavítás), a terület geológiai, geomorfológiai, hidrológiai viszonyai, növényzete, illetve ezek változatossága határozza meg, hogy mennyi talajszelvényt kell feltárni. Dombvidéki területeken ügyelni kell arra, hogy a különböző fekvésű talajok külön - külön talajszelvényvel legyenek jellemezve, célszerű ún. "talajszelvény sorozatot" készítenünk. A szelvények helyének megválasztásakor ügyelni kell arra, hogy a szelvény körzetében ne legyenek bolygatott területek (utak, csatornák).

A talajszelvény feltárása történhet ásással, vagy fúróval. A kézi, vagy gépi ásással készített talajszelvényeket, a lehetőség szerint, úgy kell kialakítani, hogy a gödör egyik vége lépcsős, míg másik vége függőleges legyen. Utóbbi a szelvény főfal, vagy homlokfal, amit sík vidéken célszerűen úgy helyezünk el, hogy a vizsgálat idején a nap megvilágítsa. Domb és hegyoldalokon a főfal a lejtő felső része felé essen. A szelvény ásásakor ügyelni kell arra, hogy a főfal fölött a szelvény teljesen ép maradjon, ezért oda sem lépni, sem földet dobni nem szabad. A kilapátolt talajt a szelvény két hosszanti oldalára halmozzuk fel, a humuszos feltalajt az egyik, az altalajt a másik oldalra. A talajszelvény legalább 150 – 200 cm mély legyen, de a talajképző közetbe mindenképpen hatoljon be, legalább 30-50 cm vastagságban. A főfalat kézi ásó segítségével simára faragjuk, majd egy kés segítségével felülről lefelé haladva a terület egyharmadán feltörjük a falat, így friss és természetes törési felületet kapunk, amely a talaj eredeti szerkezetét mutatja. Az előkészített főfal sarkához mérőszalagot, vagy léceket helyezünk, és színes fényképfelvételt készítünk róla.

Fúrással a talajt akkor tárjuk fel, ha már egy ismert, ásott szelvényben jól jellemzett talaj határvonalát kívánjuk megállapítani, vagy az ásott gödör alatti szelvényrétegződést és a talajvíz alatti rétegek elhelyezkedését írjuk le. A fúrók többsége erősen átkeveredett talajt hoz a felszínre, melyen az eredeti mikromorfológiai bélyegek nem ismerhetők fel. A minta kiemelésénél ezért különös gonddal kell eljárni, hogy minél kisebb legyen a keveredés. Az utóbbi időben egyre szélesebb körben terjed le olyan, pár centiméter átmérőjű fúrók használata (pl. Pirkhauer-féle), amelyekkel 1 - 1,5 méter mélyen tudunk lefúrni és egyben mintát venni, ami jól tanulmányozhatóvá teszi az egyes rétegek elhelyezkedését és vastagságát.

### 2.2.1. A talajszelvény helyszíni leírása

A talajok vizsgálatok egyik legfontosabb része a szelvény helyszíni leírása. Amit eközben elmulasztunk, azt nagyon nehéz később bepótolni. A helyszíni leírás végrehajtását a különböző előírások (pl. mezőgazdasági talajvizsgálatokról, erdészeti termőhely-feltárásról, FAO-előírás) részletesen szabályozzák. Ezeket a szabályokat, az előírt kategóriákat, az adott célú

vizsgálatoknál be kell tartani, és a megfelelő „Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyvet” kell használni. A következőkben a helyszíni leírás alapvető szempontjait mutatjuk be csak.

A leírás első lépésében az általános adatok kerülnek feltüntetésre. Fel kell jegyeznünk a szelvény természetes azonosítóit (pl. község, megye, tábla, erdőrészlet), a vizsgálat időpontját, a talajszelvény számát és a felvételező nevét. A hely pontos megadására célszerű a szelvény helyét GPS készülékkel is megmérni, és a koordinátákat megadni. Nagyban megkönnyíti a későbbi munkánkat, ha feljegyezzük a természetes azonosítókat, és a környezet domborzatát (lejtés, lejtőirány, kitettség, stb.), valamint a jellemző növényzetet.

A helyszín megadása után le kell írunk a talajszelvényt. Ennek első lépéseként meg kell állapítanunk a talaj rétegzettségét, a szintezettségét és az egyes szintek megnevezését. A magyarországi talajtani előírások a talajképződési folyamatok eredményét tükröző úgynevezett genetikai szinteket különítenek el, amelyek alapján határozhatjuk meg a talaj genetikai típusát, altípusát és változatát. Genetikai szintnek nevezzük azokat a szelvényrészeket, amelyek a talajképződési folyamatok eredményeként jöttek létre, sok fizikai és kémiai tulajdonságban különböznek egymástól. Talajrétegnek nevezzük azokat a szelvényrészeket, amelyek egy vagy több tulajdonságban különböznek egymástól, de nem a talajképződési folyamatok eredményeként jöttek létre (pl. öntés talajok esetén). A nemzetközi talajosztályozások (pl. WRB, USDA, FAO) gyakran morfológiai szinteket különítenek el, amelyek bélyegeikben különböznek egymástól. A hazai gyakorlatban az egyes szinteket színük, humusztartalmuk, gyökerezettségük, fizikai féleségük, szerkezeti állapotuk, tömődöttségük, nedvességi állapotuk, kiválás, konkrécio valamint  $\text{CaCO}_3$ -tartalmuk és kémhatásuk alapján különítjük el. Azokat a szinteket, amelyek több tulajdonságban különböznek egymástól, éles vonallal elhatároljuk. Ez az elhatárolás nem jelent nehézséget, ha az elhatárolandó szintek határvonala éles. Fokozatos átmenetet képező, vagy görbe, hullámos kontúrú szintek esetében egy átmeneti szintet kell külön elhatárolni, ha vastagságuk 10 cm-nél nagyobb, keskenyebbeknél ott kell a határvonalat meghúzni, ahol a két szint jellegének uralkodó hatása megváltozik. Az egyes szintek elkülönítése után célszerű megadnunk ezek betűjelét.

A hazai talajtani szakirodalom három fő talajszintet különít el a genetikai talajtípusokban. A legfelső A szint kétféle értelmezésben használandó: azokban a talajokban, amelyek genetikai folyamataira a talajásványok bizonyos elmozdulása, illetve szétesése jellemző, a kilúgozási szintet jelöljük A-val. Azokban a talajokban, ahol az agyagásvány elmozdulás, az agyagásvány szétesés ill. a sók mélyebb szintek felé történő elmozdulása nem jellemző, az A-szint a talaj felső, egyenletesen elhumoszódott szintjét jelöli. A B szint az akkumuláció vagy fel-halmozódás szintje, a C szint a humuszmentes, mállott talajképzőközetet jelenti. D szint az ágyazati kőzet szintje. Ezt a jelölést akkor kell használni, ha a talajképződés más anyagon játszódik le, mint az ágyazati kőzet. Csupán néhány olyan talaj ismert, amelynek csak két szintje van. Ilyenek pl. a rendzinák.

A három fő szint (A, B, C) között az átmenet lehet éles (a szintek jellemző részei között a távolság nem haladja meg a 2 cm-t), határozott (a távolság 2-5 cm), fokozatos (a távolság 5-10 cm) és elmosódott (a távolság 10 cm-nél nagyobb). Az ABC szintek genetikai szintek, tehát magukon hordozzák a talajképző tényezők hatását. A fiatal talajoknál (pl. az öntéstalajoknál) a talajképző faktorok hatása még nem érvényesült, a genetikai szintek nem különülnek el és csak különböző fizikai összetételű rétegeket találunk.

A talajok A szintje - amelynek felső részén a talajok többségénél szerves anyag maradványos  $A_0$  szint alakul ki - a kilúgozási szint, itt megy végbe az agyagásványok szétesése és elmozdulása. A



kilúgozási szint további alszintekre tagolható a szervesen és a szerves alkotók függvényében. Az  $A_0$  szint alatt van a sötét színű  $A_1$  szint, amely gazdag humuszanyagokban, majd ez alatt következik az  $A_2$  ún. illuviális, vagyis tényleges kilúgozási szint, amelyben az agyagásványok elemi részekre esnek szét. A szétesés következtében ez a szint – amellyel többnyire podzolos barna erdőtalajoknál és bizonyos szikeseknél találkozhatunk - fakó, világos színű. A barna erdőtalajok kilúgozási szintjét,  $A_3$ -szintnek nevezzük. Ez a szint kifakult, sárgásszürke, vagy világos barnásszürke színű, porosan morzsás, vagy poliéderez szerkezetű, agyagtartalma jórészt kimosódott. Azoknál a talajoknál, ahol a kilúgozási folyamatok nem érvényesülnek és nincs agyagásvány szétesés, az  $A$  szint egyenletesen elhumuszosodott. Ilyen talajok a csernozjomok, rendzinák, humuszkarbonát- és láptalajok. A gyakorlati életben még el szokták különíteni az  $A$  szint felső részén a szántott réteget (Jel.:  $A_{sz}$ ).

A  $B$  szint biológiailag kevésbé aktív. Általában ahol van kilúgozási szint, ott a  $B$  szint a felhalmozási, vagy akkumulációs szint. Itt halmozódik fel a kimosódott vas és alumínium, ezért ez a szint igen gyakran barnászörös. A talajok többségénél azonban itt is megfigyelhető az alszintekre tagolódás. A  $B_1$  szint az  $A_1$ -ből és az  $A_2$ -ből kimosódott ásványos anyagok szintje, a  $B_2$  a maximális felhalmozódás szintje. Az alumínium és vasvegyületek mellett az agyag és agyagásvány feldúsulás is itt figyelhető meg. Gyakran megtaláljuk a  $B_3$  szintet, ahol az ásványi mállás termékei halmozódnak fel.

A  $C$  szint a talajképző kőzet mállott része.  $D$  szintként szoktuk megkülönböztetni az ágyazati, azaz a mállatlan kőzetet, amely nem vesz részt a talajképződésében.

Néhány talajtípus szelvényében genetikai szintek nem különíthetők el (pl. lejtőhordalék, öntés talajok). Ezen talajok egy része teljesen egyhangú, rétegződés nélküli profilt mutat. Ilyen talajok rétegeit számmal kell jelölni. Ugyanígy kell jelölni a rétegződés nélküli szelvények mintavétel céljából elkülönített "mesterséges" rétegeit is.

A szelvényen belüli finomabb különbségek jelölésére betűindexet használunk. Például:

- "sz" ( $A_{sz}$ ): szántott réteg,
- "k" ( $B_k, C_k$ ): mészakkumulációs szintek,
- "G" ( $B_G, C_B$ ): glejes talajrétegek,
- "PG" ( $B_{PG}$ ): pszeudoglejes szint,
- "E" ( $A_E$ ): eltemetett szint,
- "Fe" ( $B_{Fe}$ ): vas vagy mangán kiválásokkal igen erősen tarkított szint
- "S" ( $C_s$ ): szemmel látható sókivirágzás.

A nemzetközi talajtani szakirodalomban a fentiektől eltérő elnevezés szerepel az egyes szintekre vonatkozóan. Az elnevezések a 70-es évek közepén az Amerikai Egyesült Államok Mezőgazdasági Minisztériuma (USDA) alkalmazta, majd ezt a rendszert a FAO, illetve az UNESCO módosította.

Az egyes szintek, illetve rétegek megnevezése után jellemezzük ezeket. A helyszíni leírásakor elsősorban érzékszervi és könnyen kivitelezhető kémiai vizsgálatokat végzünk. Ezek elsődleges célja, a genetikai szintekre, vagy rétegekre bontás, illetve egyes szintek jellemzése, a talajtípus és a fizikai talajféleség megállapítása érdekében. A talajszelvények leírásának részletes módja megtalálható a szakirodalomban, így az alábbiakban csak a legfontosabb szempontokat mutatjuk be.

A szintek nevének megadása után, feljegyezzük, hogy az adott szint, vagy réteg miként helyezkedik el. Az elhelyezkedés mélységét, mindig a felszíntől számított távolságban adjuk meg a következők szerint: A<sub>0</sub>-szint 6 cm vastag, A-szint 0 - 30 cm, B-szint 30 - 65 cm, C-szint 65-100 cm. Az avarréteget tartalmazó A<sub>0</sub>-szint vastagságát nem számítjuk a talajmélységhez.

A mélység leírása után megadjuk a talajszintek, illetve rétegek határvonalának jellegét. Az átmenet lehet éles, ha a két szint átmenete 2 cm-nél nem nagyobb, határozott, amikor a két szint átmenete 2 - 5 cm, fokozatos, amikor a két szint átmenete 5 - 10 cm, és elmosódott, amikor a két szint között az átmenet csak nehezen állapítható meg.

Az átmenet jellemzése után az egyes szintek színét adjuk meg, ez a talajok legszembevetőbb és a legrégebben megfigyelt és leírt tulajdonsága. Az utóbbi két évtized a magyarországi és a nemzetközi talajtani gyakorlatban a Munsell-skála szerinti színmeghatározás terjedt el. A talajok színét száraz és nedves állapotban is meg kell adnunk, mivel a kettő eltérő lehet. A nedves (friss) talaj színe a hivatalos, de a száraz talaj színe gyakran jellemzőbb. A Munsell-skála alkalmazásával minden talajszinthez egy kódszámot rendelünk, mely az alábbi három jellemzőről tájékoztat: megadja az uralkodó színárnyalatot (HUE), a színmélységet (VALUE), azaz a világos és sötét árnyalatok skáláját, valamint a szín telítettségét (CHROMA), azaz a tiszta szín és a szürke arányát. Pl. az agyagbemosódásos barna erdőtalaj B szintjének színe: HUE 10YR, VALUE 5, CHROMA 6 (röv.:10YR5/6), vagyis yellowish brown (világosbarna) színű. A szín meghatározásán túl feljegyzéseket kell készítenünk a talaj tarkázottságáról is, amelyet a kiválások, konkréciók, vázrészecskék kölcsönöznek a talajoknak. Így beszélünk gyengén tarkázott talajról (a szelvényfal felületének 2 %-a más színű, mint az alapszín), közepesen tarka talajról (2-20 %), s erősen tarka talajról, amikor a felület 20 %-nál nagyobb arányban más színű, mint az alapszín. A tarkaság lehet foltos, csíkos, márványozott, hálós, mozaikos. A tarkaság színeit is megadjuk, színárnyalatban és színmélységben.

A talaj színéből számos tulajdonságra következtethetünk, így a humusztartalomra, a hidratált vasoxidok mennyiségére, a redukációs folyamatokat (a kékes-zöldes-szürkés szín a glejesedés), a kilúgzás erősségére (fakó és rózsaszínes, lilás árnyalatú, világosszürke kilúgzási szint esetén erős az agyagkimosódás, vagy az agyagszétválás folyamata (podzolozódás)).

A talaj színének leírása után a szerkezetét határozzuk meg. A szerkezetesség a talaj azon tulajdonságát jelenti, hogy egy darabja magától, vagy nyomásra, ütésre egymáshoz hasonló szerkezeti elemekre esik szét. A talajok szerkezeti elemei, térbeli kifejlődésük alapján, három fő típusba sorolhatók, ezek a köbös (poliéderes, szemcsés, morzsás, diós, poros), a hasábos (hasábos, oszlopos) és a lemezes (leveles, lemezes, táblás, réteges) szerkezet. Az egyes fő típusokat további típusokra osztjuk, amelyek részletes leírása megtalálható a szakirodalmakban. A talajszerkezet kialakulásának mértéke alapján beszélhetünk szerkezet nélküli talajról, amelyben a szerkezeti elemek nem ismerhetők fel. Az ilyen talaj lehet tömött, poros, vagy homokos. A gyengén vagy közepesen szerkezetes talajban anyagában jól kifejlődött szerkezeti elemeket találunk, míg az erősen szerkezetes talajt természetes állapotban is jól szembevetőbb szerkezeti elemek alkotják.

A talajok víz- és tápanyagháztartásnak, valamint művelhetőségének egyik legfontosabb mutatója a talajok fizikai minősége, ami alatt a talajban a talajok szövetét (textúráját) és szerkezetét (struktúráját) érti. A talajok szemcseösszetételét (szövetet) elsősorban laboratóriumi vizsgálatok során határozzuk meg, terepen igyekszünk közelítőleg jellemezni. Fizikai talajféleség alapján a talajok lehetnek homok, vályog illetve agyag szövetűek, illetve ezek átmeneti típusai. Ezek jellemzőit a 12. táblázat tartalmazza. Sziklás, köves területeken beszélhetünk még törmelék

szövetű talajokról is, amely alatt a 2 mm átmérőnél nagyobb felaprózódott kőzetet értjük. Fizikai talajféleséggént szoktuk meghatározni a tőzeget is. A tőzeg lápos talajszelvényekben fordul elő, amelyben elhalt, korhadásnak indult növényi maradványok találhatóak. A lúpfoldban a tőzeg ásványi talajjal keveredik. A kotuban a tőzeg korhadása, illetve a szervesanyag bomlása olyan fokot ért el, hogy a növényi részek már nem ismerhetők fel.

## 12. táblázat A talajok fizikai minőségének tapasztalati meghatározása

Fizikai minőség	Ujjunk között morzsolva	Gyúrva
Homok	szárazon és nedvesen is éles felületeket érzünk	nem lehet golyót formálni belőle, szétesik
Homokos vályog	apró homokszemcsék mellett porszerű, sima felületű részek is vannak benne	golyó formálható belőle, hengerré nem sodorható
Vályog	vizesen nem érdes, de nem is csúszós a felülete	golyó és henger is formálható belőle, gyűrű alakra nem hajlítható
Agyagos vályog	foltosan rátapad a kézre	golyóvá, hengerré, gyűrű alakúvá formálható
Agyag	nedvesen síkos, szárazon nehezen nyomható szét	mindenféle alak jól formálható belőle

A szelvény leírása során igen fontos, hogy feljegyezzük a talajban található másodlagos képződményeket és kiválásokat, amelyek a talajban lejátszódó folyamatokról adnak felvilágosítást, illetve segítenek a genetikai típus, altípus és talajváltozatok elkülönítését. A másodlagos képződmények közé olyan talajrészeket sorolunk, amelyek elmozdulás vagy átalakulás révén jöttek létre. Ezek közül a fontosabbak az agyaghártyák, amelyek agyagásvány-tartalmú vékony bevonatok a szerkezeti elemek felületén. Jelenlétük az elmozduló agyagos részekkel kapcsolatos, és viaszfényükről illetve vörösesbarna színükről jól felismerhetők. A vasoxid hártyák és mangánbevonatok a vörösesbarna, illetve feketés-barna színükről ismerhetők fel, és az erőteljes ásványi bomlás vagy agyagvándorlás jelei. Megjelenhetnek podzolos-, korvárványos barna erdőtalajokban, valamint réti talajszelvényekben is. A kvasavbehintések az agyagásvány-szétesési folyamatok eredményei. Fehér színű, apró, átlátszó gömböcskékből álló, porszerű bevonatot képeznek, amely podzolosodásra, illetve szologyosodásra utal. A talajban vándorló anyagok betömődésének eredményeképpen különféle kiválások és konkreciók jelenhetnek meg a szelvény falában. Ezek színük, megjelenésük és kémiai összetételük alapján elkülönülnek a talaj többi részétől, és fontos információt adnak a talajfejlődési folyamatokról. A legfontosabb típusaik a sókiválások, amelyek kémiaiag lehetnek gipsz ( $\text{CaSO}_4$ ), konyhasó ( $\text{NaCl}$ ), glauber-só ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ), keserűsó ( $\text{MgSO}_4$ ) és szóda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) kiválások, a mészkiválások és konkreciók, amelyek alakjuk alapján lehetnek mészlepedékek (pszeudomicélium), mészerek, porszerű mészkiválások, mészgöbcecsek (löszbabák, atka), mészkőpadok, kő- vagy homokpadok, illetve csörgőkövek. A vas- és mangán-tartalmú kiválások és konkreciók megjelenhetnek rozsdásodás, vasszeplők, vasborsók, vaserek, Vasfoszfát (vivianit), és gyeppasérc formájában. A redukciós folyamatok

hatására a talajok szürkés-zöldes-kékes árnyalatúvá válnak, a kétértékű vas hatására, amit glejesedének nevezünk. A keletkezéstől függően megkülönböztetünk talajvíz- és vízállásglejt, illetve a talajszelvényben keletkező víztorlódás hatására létrejött pszeudoglejt.

A talajszintek jellemzése során feljegyezzük ezek tömörödöttségét is, amelyet legkönnyebben úgy állapíthatunk meg, hogy egy kést végig húzunk a szelvény falán. Hasonlóan érdemes feljegyezzünk, különösen erdőterületeken, az egyes szintekben található gyökérszint mennyiségét, amely segítséget nyújthat a termőréteg vastagságának a meghatározására, amit az erdészeti termőhely-osztályozás használ. Fontos feljegyeznünk az esetleges talajhibákat, illetve ezek mélységét is. Talajhiba lehet egy kedvezőtlen rétegződésű (durva homok, kavics), vagy szikes, szódás talajréteg, glej, pszeudoglej, megjelenése, mészkőpad, tavi mészréteg, mészkonkréción, kötött, nehéz agyagréteg, nagy  $\text{CaCO}_3$ -tartalmú iszapréteg, homokkőpad, vaskőpad, vaskőfok és tömött réteg. Ezek megítélése a termesztési célként változik.

Az egyes talajszintek helyszíni jellemzése során elvégezzük néhány, egyszerűbb talajkémiai vizsgálatot. A lehetőségek szerint megvizsgáljuk az egyes szintek karbonát-tartalmát, kémhatását, illetve fenolftalein lúgosságát. A fenti vizsgálatok részletes leírása a talajkémiai vizsgálatoknál szerepel. A helyszínen lehetőségünk van a talajban található ferrovas ( $\text{Fe}^{2+}$ ) kimutatására, amely megjelenése a szelvényben jelentkező anaerob viszonyokra utal. A módszer elvi alapja az  $\alpha$ - $\alpha$  dipiridil kétértékű vassókkal, ásványi savas közegben vörös színű komplex kation képződése közben reagál. A meghatározás során kémcsőbe mogyorónyi talajt teszünk, majd hozzáadunk 20 csepp normál sósavat és késhegynyi káliumhidrokarbonátot. Alaposan összerázzuk, majd 1 percnyi állás után 20 csepp 20%-os ammóniumacetátot adunk hozzá. Ezután ismét összerázzuk, majd az ülepedő szuszpenzió tisztájára 5 csepp  $\alpha$ - $\alpha$  dipiridil oldatot adagolva a szuszpenzió felkavarása nélkül összekeverjük. Ha 1-2 perc után az oldat rózsaszínű, vagy vörös lesz, úgy a talajban  $\text{Fe}^{2+}$  ionok vannak.

A szelvény leírása során feljegyezzük további adatokat is, ezek a talajszelvény és a talajvízszint mélysége és a humuszos réteg vastagsága, ezeket cm-ben adjuk meg. Érdemes minden olyan helyszíni tapasztalatot feljegyezni, ami utalhat a talajfejlődési folyamatokra és befolyásolhatja a talaj használhatóságát. A feljegyzések milyenségét mindig a talajvizsgálat célja határozza meg, más adatok fontosak egy talajszennyeződés, egy tápanyag-utánpótlási terv, vagy egy erdészeti termőhely-feltárási terv készítése során. Figyelembe kell vennünk az egyes szakterületek előírásait a leírásnál alkalmazott kategóriák megválasztása során is.

### 2.2.2. Talajmintavétel

A helyszíni talaj-felvételezési munka utolsó fázisa a mintavételezés. A talajvizsgálatok során a legnagyobb hibát a mintavételezéskor követhetjük el. A mintavételezés módját alapvetően a vizsgálat célja, illetve az elvégzendő laboratóriumi vizsgálatok igénye határozza meg. A leggyakrabban alkalmazott módszerek a következők:

1. A talajmintavétel ásott szelvénygödörből.
2. A talajmintavétel fúróval.
3. Bolygatatlan szerkezetű talajminta vétele.
4. Átlagminta vétele.
5. Talajmintavétel szennyezés esetén
6. Talajvízminta vétele.

A mintavételezés leggyakoribb módja, amikor ásott szelvénygödörből a talaj genetikai típusának, altípusának és változatának meghatározásához, illetve fizikai és kémiai tulajdonságainak jellemzéséhez gyűjtünk mintát. Ebben az esetben a gondosan letisztított szelvényfalból, az előzőleg elhatárolt talajsinteknek vagy rétegeknek megfelelően veszünk mintát, lehetőleg a legalsó rétegnél elkezdve, felfelé haladva. 30 cm-nél vastagabb, felszín közeli, genetikai szintek, illetve rétegek esetén a szintet megbontva mintázzuk meg, kettő vagy több mintában. A mintát úgy vesszük, hogy a vizsgálandó szintet, illetve réteget jól jellemezze. A minta mennyisége kb. 1,5-2,0 kg. Igen fontos a minta megfelelő jelölése, ennek érdekében a mintavevő cédulát teszünk, amelyre feljegyezzük a község határát, a szelvény számát, a minta mélységi elhelyezkedését, a mintavétel dátumát és egyéb azonosítókat.

Gyakran nincs lehetőségünk talajszelvény nyitására és mintázására, ilyen esetben talajfúróval végezzük a talajminta vételét. Mivel ez a módszer csak korlátozottabb eredményt ad, alkalmazása csak akkor célszerű, ha a talajban lejátszódó folyamatokat - nedvességváltozás, sóforgalom, tápanyag-dinamika – kívánjuk tanulmányozni, vagy a talajvízszint alatti rétegeket kívánunk megmintázni, illetve ha átlagmintát gyűjtünk a talaj felsőbb szintjeiből. A mintavételezés végrehajtásához különböző típusú és átmérőjű fúrókat használunk. Igen fontos, hogy az egyes mintavételek között a fúrót alaposan tisztítsuk meg. A fúrótípustól függően a fúrást és a mintavételt több szakaszban történik. A mintákat ugyanúgy kezeljük mint a szelvénygödörből történő mintavétel esetén.

A talajok vízgazdálkodási és néhány fizikai tulajdonságának meghatározása csak eredeti, bolygatatlan szerkezetű talajmintán végezhető el. A mintákat a talajfelszínről, fűrt lyukból, vagy ásott talajszelvény-gödörből betéthengeres, élezett acélhengerrel vagy Vér-féle készülékkel vesszük. Ugyanabból a talajrétegből 3-5 db párhuzamos talajmintát veszünk. A mintavételt végrehajtása az alkalmazott eszköztől függ. Vér-féle henger esetén a mintázandó talajsintben vízszintes padkát készítünk, és a padka szélétől 10 cm-rel beljebb ráhelyezzük a mintavevő csövet. A beverésre alkalmas vasszerszámot a mintavevő csőre rátesszük, és gumikalapáccsal apró ütögetéssel beverjük a mintavevő csövet olyan mélységre, hogy vasszerszám is a talajba mélyedjen. Ezután a mintavevő csövet úgy vesszük ki a talajból, hogy a cső körül a talajt kiássuk, majd néhány cm-rel a cső alatt a talajt átvágjuk. A talajmintavevő kanalat a cső alá nyomjuk és egyszerre emeljük ki a beverő vasszerszámot a mintavevő hengerrel és a kanállal. A talajt a mintavevő cső oldaláról lefaragjuk. A mintavevő csövet megfordítjuk és kis részletekben, kúposan lefaragjuk a talajt és vízszintesre levágjuk a mintavevő élének síkjában. Ezután gumisapát húzunk rá. A beverő felőli oldalt hasonlóan tisztítjuk le.

Tápanyagvizsgálatok, trágyázási szaktanácsadás céljából az adott területről átlagmintát gyűjtünk be. Ha a mintát helyesen vesszük, az jól jellemzi a vizsgálandó területet. Az átlagminta vétel előnye hogy a kis különbségek torzító hatását kiküszöböli, és alkalmazkodik a gazdálkodási módhoz. A mintavétel során a kijelölt mintavételi területen, átlós irányban vagy kigyózó vonalban haladva szedünk részmintákat a kívánt talajmélységig fúróval vagy egyenes élű ásóval. A mintavételek gyakorisága a terület nagyságától függ, de célszerű 15 – 30 m-ként egy-egy mintát venni. A mintákat műanyag vödörbe dobjuk. A terület megmintázása után az összegyűjtött részmintákat a vödörben vagy műanyag lepedőn alaposan összekeverjük és a homogén mintából 1,5-2,0 kg mennyiséget mintazacskóba teszünk. Az így kapott átlagmintát ugyanúgy kezeljük, mint a szelvénygödörből vett mintákat. Az átlagmintához is készítünk felvételi jegyzőkönyvet, illetve felvételi jelzőcédulát.

Speciális mintavételt igényel a talajszennyezések feltárása. A mintavételi eljárás során figyelembe kell vennünk a szennyezett terület nagyságát, a szennyezés milyenségét, halmazállapotát, veszélyességét, a szennyező forrás elhelyezkedését, a szélirányt, talajvíz mélységét és mozgását. Kis vizsgálandó terület esetén (1000 m<sup>2</sup> alatt) sűrű mintahálót tűzünk ki, hogy legalább 5 - 10 mintavételi területet, ill. 10 - 20 átlagmintát kapjunk. Az 1000 - 10.000 m<sup>2</sup> területen 20 - 30 m-es hálót alkalmazva 20 - 30 átlagmintával jellemezhető a szennyezés (Kádár, 1998). A szennyezés jellegétől függően a mintavétel érintheti csak a felső talajréteget (pl. szilárd szennyező anyagok esetén), de elérhet egészen a talajvízig is (pl. folyékony szennyezőanyagok esetén). A felszíni és felszín közeli mintákat vehetjük ásással, vagy árkolással, mélyebb rétegekből azonban csak kézi és gépi fúrókkal tudunk mintát venni. A mintavétel során nagy figyelmet kell fordítani arra, hogy az egyes rétegek mintái ne keveredjenek és a mintavevő eszközök ne szennyezzék el a mintákat. A szennyező forrás körül olyan távolságig terjedjen a mintázás, amelyen túl a vizsgált jellemzők az adott módszer meghatározási hibáját figyelembe véve már nem változnak, ill. a megengedett határérték alá mentek. Ez esetenként pótlólagos mintavételt tesz szükségessé. A mintavételi helyek kijelölésében fontos szerepe van a szennyező forrás alakjának is. Pontszerű szennyező esetében a mintavételezés koncentrikus körök mentén, a fő égtájak irányában történik, mely körök középpontjában a szennyező forrás áll. Fontos annak tisztázása is, hogy a szennyező forrás a talajban, vagy a felett helyezkedik-e el. Talaj feletti szennyezés esetén további figyelembe veendő tényező a szélirány, talajban levő szennyezés esetén pedig a talajvíz mélysége, mozgásának iránya és sebessége. A szélirányba, ill. a talajvíz mozgás irányába eső oldalon a mintavételi helyek bővítése indokolt. Lineáris szennyezés (autópályák, utak, vasutak, csővezetékek stb.) esetében a mintavétel párhuzamosan követi szennyezés vonalát. A mintavételi háló ez esetben téglalap alakú. Feltételezett talajszennyezés esetén a mintavételezés minden esetben terjedjen ki a talajvíz szintjéig, és egészüljön ki a vizsgálat talajvíz vizsgálatával is.

Talajvíz minta vételére szennyezés vizsgálatokor, illetve a talajvíz összetételének megállapításakor kerülhet sor (pl. öntözővíz esetén). Talajvizet legegyszerűbben szelvények aljából gyűjthetünk, ha elértük a talajvíz szintjét. (Ebben az esetben ügyelnünk kell arra, hogy a talajvizet ne keverjük össze a felszínről lecsurgó csapadék vízzel.). Gyűjthetünk talajvizet az erre a célra lefűrt talajmegfigyelő kutakból is. Minden esetben legalább 1 - 2 liternyi mintára van szükség a kémiai vizsgálatokhoz. Amennyiben szerves szennyezők fordulhatnak elő a mintában, speciális mintatartó edényekre van szükségünk mind a talajminták, mind pedig a vízmintáink számára: lehetőleg barna porüvegben, vagy alumínium, esetleg nemesacél edényben szállítsuk a mintákat. PAH szennyezés esetén gondoskodni kell arról, hogy a mintákat fény ne érje! Nehézfém szennyezés gyanúja esetén pedig éppen arra kell ügyelnünk, hogy sem a mintavételi eszközökről, sem pedig a tároló edényekről további fémtartalom ne kerülhessen a mintákba: műanyag (fémentes) eszközöket használjunk!

### **2.2.3. Talajminták előkészítése, laboratóriumi vizsgálata**

A laboratóriumi vizsgálathoz a talajmintákat minden esetben elő kell készíteni. A bolygatott szerkezetű talajmintákat vászon, vagy műanyag zacskóban, az eredeti szerkezetű talajmintákat mindkét végükön gumisapkával lezárt mintavételi hengerekben szállítjuk be a laboratóriumba. Igen fontos, hogy a mintavételi hely, a mintavétel időpontja, a talajszelvény sorszáma és a mintavétel mélysége megfelelően dokumentálva legyen. A minták laboratóriumba való beszállításakor, a legtöbb esetben, meg kell adnunk, hogy milyen vizsgálatokat kívánunk elvégeztetni, ezek kiválasztását elsősorban a vizsgálat célja határozza meg.

Laboratóriumba szállítás után a mintákat szárítani és válogatni kell. A speciális vizsgálatok speciális előkészítést igényelnek. Például a minta nedvességtartalmának meghatározásakor már a szárítás is a vizsgálat része, speciális előírások alapján kell azt végrehajtani. Ha egyéb vizsgálatot kívánunk végezni, akkor a szárítás az előkészítéshez tartozik.

A laboratóriumba beérkező mintákat először szárítani kell. Amennyiben szárító helyiségünk van, vagy a laboratórium levegője páramentes, akkor a szárítás itt elvégezhető. Ebben az esetben a talajmintákat 1-2 cm vastagságban műanyag tálcára, vagy az asztalon fekvő papírlapra terítjük ki. A nagyobb talajrögöket kézzel elaprózzuk. Egy-két rögöt meghagyunk a talaj száradásának ellenőrzésére. A növényi maradványokat kiszedjük a talajmintából. A szárítás ideje alatt a talajmintát többször átkeverjük, ami elősegíti a száradást és egyben homogenizálja is a mintát. A szárítást száraz, huzatmentes helyiségben végezzük. Talajunk légszáraz, ha az eltört nagyobb talajrög törési felületének színe megegyezik a talajrög külső felületének színével. A megszáradt talajt papírzacskóba merjük, és táramérleggen lemérjük. Ez a talaj összes tömege ( $m$ ). Ha a mintákat szárító szekrényben 105 °C-on szárítjuk, a száradás gyorsabb, de számolnunk kell a szerves anyag részbeni lebomlásával is.

Száradás után a mintában szét kell választanunk a 2 mm-nél nagyobb, illetve az ennél kisebb részt. A 2 mm-nél nagyobb részt váznak, míg az ez alatti részt finom földnek nevezzük. A laboratóriumi talajvizsgálatokat, megegyezés alapján, csak a finom földdel végezzük el. A finom föld és a vázrész szétválasztása érdekében az erősen kötött, ásványi és kőzettörmelék nem tartalmazó talajt az erre a célra üzembe helyezett őrlőberendezéssel ledaráljuk. A darálóban 2 mm átmérőjű szitát helyezünk el. A kavicsot és kőzettörmelék tartalmazó, vagy kevésbé kötött talajt gumilapon sodrófával aprózzuk fel és 2 mm átmérőjű szitán átszitáljuk. A szitán fennmaradt kavics-, kőzetdarabokat maradék nélkül összegyűjtjük, vízszugárral a rátapadt talajt lemossuk és kiszárítjuk. Táramérleggen lemérjük. Ez a talaj váza ( $m_v$ ). Értékét százalékban adjuk meg. A szitán átment talajt jól zárható műanyag dobozban tároljuk. A talaj összes tömegéből és a váz anyag tömegéből számolhatjuk ki a váztartalmat, az alábbi képlet alapján

$$\text{váz \%} = 100 \frac{m_v}{m}$$

ahol

$m$  a lemért összes talaj tömege g-ban,  
 $m_v$  a vázrész tömege g-ban.

A váztartalom ismerete igen fontos a talaj termőképességének megbecslésekor. Különösen hegyvidékeken találhatunk nagy váztartalmú talajokat, amelyeknél csökkenteni kell a talaj termőréteg-vastagságát. Más a víz- és tápanyag-gazdálkodása az olyan talajnak, amelynek 40 %-a váz, 60 %-a finomföld és más a vázrészt nem tartalmazó talajnak. A vázrész kőzet anyagának ismerete segítséget nyújt az alapközet, a genetikai talajtípus, altípus és változat meghatározásához.

## 2.3. Talajfizikai vizsgálatok

A talajok fizikai vizsgálata alapvető adatokat szolgáltat a talajok víz- és tápanyagháztartásának megítélésére. A fizikai vizsgálatok eredményeképpen meg tudjuk határozni a talajok szövetét, víztartó, víznyelő és vízvezető képességét. Az egyes talajok fizikai féleségéből következtetni tudunk azok tápanyag-szolgáltató és tároló képességére is. Mivel az egyes vizsgálatok eredményét egyéb talaj tulajdonságok (pl. humusz-, Na-só, stb. tartalom) befolyásolják, általában párhuzamosan több talaj fizikai vizsgálatot végzünk el, és ezek összesített eredményét értékeljük. Az egyes vizsgálatok közötti összefüggéseket és az értékelést a 13. táblázat tartalmazza. (A táblázat rövidítéseire a szövegben utalunk.)

13. táblázat A talaj fizikai féleségére utaló vizsgálatok

A talaj szövege, fizikai talajfélesége	A%	(I+A)%	$K_A$	$5^h$ mm	hy %
durva homok (DH)	5 >	10 >	25 >	350 <	0 - 0,5
homok (H)	5-15	10-25	25-30	350-300	0,5 -1
homokos vályog (HV)	15-20	25-30	30-37	250-300	1-2
vályog (V)	20-30	30-60	37-42	150-250	2 -3,5
agyagos vályog (AV)	30-40	60-70	42-50	75-150	3,5-5
agyag (A)	40-45	70-80	50-60	75-40	5-6
nehéz agyag (NA)	45 <	80 <	60 <	40 >	6 <

### 2.3.1. Mechanikai összetétel meghatározása

A talajok a talajképző tényezők eredményeképpen a különböző méretű szemcsékből állnak. A kiindulási anyagként szereplő alapkőzet különböző nagyságú szemcsékké aprózódik fel a talajképződés során. A szilárd szemcséket különböző anyagok - mikro- és makroaggregátumokká ragasztják össze. Ez a talaj szilárd fázisa. A talaj mechanikai (szemcse) összetétele a különböző nagyságú egyedi részecskék egymáshoz viszonyított aránya. Ez az arány nagyban meghatározza a talaj víz- és táp-anyaggazdálkodását, valamint egyéb fizikai és kémiai tulajdonságát.

Egy adott mérettartományba eső szemcséket egy szemcsefrakcióba sorolunk. Magyarországon, a talajtani szakirodalomban, az Atterberg-féle nemzetközi szemcsefrakció beosztás terjedt el. (14. táblázat)

A 2 mm átmérőnél nagyobb kavics- és közettörmelék már a talajminták laboratóriumi előkészítésénél száraz szitálással elkülönítettük. A 2 mm átmérőnél kisebb szemcsefrakciókat nedves szitálással különítjük el. Mivel a 0,1 mm-nél kisebb szemcsék szitálással már csak nehezen választhatók szét, ezért a 0,2 mm-nél kisebb frakciókat vizes szuszpenzióban történő ülepitéssel különítjük el. Utóbbi eljárás a szilárd részecskék ülepedésére vonatkozó Stokes-féle törvényen alapszik.



14. táblázat Az Atterberg-féle szemcsefrakció beosztás

Gyűjtőnév		Szemcsefrakció neve	A talajszemcsék átmérője (mm)
Váz		kő, kavics, durva rész	> 2,0
finom		durva homok (Dh)	2,0 - 0,2
		finom homok (Fh)	0,2 - 0,02
föld	Leiszapolható rész	iszap, kőliszt (I)	0,02 - 0,002
		anyag (A)	< 0,002

A vízben egy elemi részecske ülepedési sebessége - egy bizonyos egyensúlyi állapot elérése után - egyenletes. Ez akkor áll be, amikor a közeg ellenállása egyenlő lesz a szemcsére ható gravitációs erővel. Stokes szerint:

$$6r\pi\eta v = \frac{4r^3\pi(\zeta_1 - \zeta_2)g}{3}$$

ahol

$\eta$	a folyadék belső súrlódása,
$v$	a részecske ülepedési sebessége,
$\zeta_1$	a részecske sűrűsége,
$\zeta_2$	a víz sűrűsége,
$r$	a részecske sugara,
$g$	a nehézségi gyorsulás.

Ha az eső részecske és a folyadék sűrűsége ismeretes, s a mérés közben a hőmérséklet nem változik, akkor az összefüggés jobb oldala állandó lesz (c), így az leegyszerűsíthető az alábbi képletre:

$$v = c r^2.$$

A Stokes-egyenlet a vizsgálat körülményei között gömb alakú testekre 0,1 mm átmérő alatti tartományban érvényes. A talaj primér részecskéi a legritkább esetben gömb alakúak. Ezért szükség volt az ún. "ekvivalens átmérő", vagy "egyenlő hiraullikus értékű" részecskék fogalmának bevezetésére. Ez alatt az egyenlő ülepedési sebességű részecskéket értjük tekintet nélkül a részecskék alakjára. Olyan gömb alakúnak képzelt részecske átmérője, amely azonos sebességgel ülepedik, mint a szabálytalan alakú, de azonos sűrűségű talajszemcse.

A másik körülmény, amit figyelembe kell venni, hogy a talajrészecskék ásványi és kémiai összetétele nem azonos, ezért sűrűségük és következésképpen az ülepedési sebességük sem. Mivel nincs mód minden talajszemcse, vagy talajalkotó ásvány sűrűségének meghatározására, ezért az átlagsűrűséggel számolunk. A különböző részecskeátmérőkre és részecskesűrűségekre a folyadék hőmérséklet függvényében meghatározhatjuk az ülepedési sebességet, illetve egy adott úthosszra (10 cm) az ülepedési időket. Köhn a törmelékes kőzeteknél számba jöhető sűrűség intervallumokra és szemcseátmérőkre kiszámította a 10 cm esési magasságnak megfelelő esési

időket, s azt egy tapasztalati táblázatban foglalta össze. A talaj részecskékre vonatkozóan a következő esési időkkel számolhatunk:

15. táblázat A talaj részecskékre vonatkozó esési idők

2 r (mm)	t víz (°C)	v (cm/s)	10 cm eséshez szükséges idő
		részecske sűrűsége = 2,7 g/cm <sup>3</sup>	
0,02	15	3,30*10 <sup>-2</sup>	0 <sup>h</sup> 05'03"
	20	3,75*10 <sup>-2</sup>	0 <sup>h</sup> 04'27"
	25	4,20*10 <sup>-2</sup>	0 <sup>h</sup> 03'58"
0,002	15	3,25*10 <sup>-4</sup>	8 <sup>h</sup> 30'00"
	20	3,67*10 <sup>-4</sup>	7 <sup>h</sup> 35'00"
	25	4,16*10 <sup>-4</sup>	6 <sup>h</sup> 40'00"

A szemcseeloszlás vizsgálat első lépésében az összeragadt szemcséket szét kell választanunk. A talajszemcséknek a szétválasztását úgy kell elvégezni, hogy a különböző nagyságú talajszemcséket összetartó ragasztóanyag eltávolítása során ne keletkezzen, másodlagos szilárd frakció, azaz a szemcsék ne álljanak össze. Az egyes ragasztó anyagokat más-más roncsolással távolíthatjuk el. A talajtani vizsgálatok során elsősorban a humuszanyagok elroncsolására kerül sor hidrogén-peroxiddal, illetve a szénsavas mész oldására híg sósavval. A vas- és alumíniumhidroxidokat komplexképző anyagokkal távolíthatjuk el. A szabaddá vált talajszemcséknek vízben történő tartós eloszlását - szől állapot létesítését - illetve szuszpenzió készítését lúgosan hidrolizáló nátriumsókkal, vagy litiumsókkal tudjuk elérni.

A többféle előkészítő eljárás közül a következőkben a nemzetközi "A" eljárás módosított változatát, a hidrogén-peroxidos roncsolást, vízfürdön történő főzést (digerálás) és Na-hexametafoszfátos előkészítést mutatjuk be. A szemcseösszetétel vizsgálati eljárások közül a Köhn-féle pipettás eljárási módszert írjuk le, amely lényege, hogy a homogén talajszuszpenzió meghatározott mélységéből, a Stokes-féle törvény alapján meghatározott ülepedési időben, pipettával vesszük ki a különböző frakciók meghatározott mennyiségét.

A meghatározás első lépésében táramérlegben bemérünk 20,00 g, megfelelően előkészített, légszáraz finomföldet (m) 500 ml-es magas főzőpohárba. A humuszanyagok roncsolására, mérőhengerrel hozzáadunk 20 ml 6 %-os H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-ot és vízfürdön szirupsűrűségűre pároljuk. Újabb 20 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-ot adunk mindaddig, míg a talaj habzik, illetve szürke nem lesz. Ezalatt a humusz ragasztóanyag vízzé és széndioxiddá roncsolódik el. Erősen humuszos talajoknál kisebb mennyiségű H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-ot adunk hozzá, mert a talaj erősen felhabozhat. Az elroncsolt talajpépet maradék nélkül desztillált vízzel 500 ml-es rázólabikba mossuk át. A főzőpohár oldalára ragadt talajrészecskéket gumiecsettel dörzsöljük le. Hozzáadunk 10 ml 100 g/l-es Na-hexametafoszfát oldatot és kb. 400 ml-re egészítjük ki desztillált vízzel, majd körforgós rázógépen 6 órán át rázatjuk. Ezalatt a talajaggregátumok elemi részecskékké diszpergálódnak.

A talajszuszpenziót a rázólabikából 0,2 mm lyukátmérőjű szitára visszük és nagy porcelántálba mossuk át desztillált víz és gumiecset segítségével. Az átmosást addig végezzük, míg a lecsöpögő víz tiszta nem lesz. A szitán fennmaradt durva homok frakciót desztillált

vízzel veszteségmentesen ismert tömegű ( $m_a$ ) kis porcelántálba mossuk át. A porcelántál tartalmát szárítószekrényben 105 °C-n tömegállandóságig szárítjuk, majd kalcium kloridot tartalmazó exszikkátorban lehűtjük, és analitikai mérlegen lemérjük ( $m_1$ ).

A 0,2 mm lyukátmérőjű szitán átment talajszuszpenziót 1000 ml-es ülepítőhengerbe mossuk, és desztillált vízzel 1000 ml térfogatra egészítjük ki. Az iszap+agyag frakció (I+A) meghatározása során a szuszpenzió hőmérsékletének függvényében a Köhn-féle táblázatból kikeressük a 0,02 mm átmérőjű 2,7 g/cm<sup>3</sup> sűrűségű talajrészecske ülepedési idejét 10 cm úthosszra. A talajszuszpenziót ezután keverőtárcsával 1 percig homogenizáljuk. Az ülepedési idő letelte után 10 cm mélységből kipipettázzunk 25 ml talajszuszpenziót 50 ml-es, ismert tömegű ( $m_b$ ) bepárlóedénybe (főzőpohár, fémlevegő). Homok vagy vízfürdőn szárazra pároljuk, majd szárítószekrényben 105 °C-os tömegállandóságig szárítjuk. Kalcium-kloridos exszikkátorban lehűtjük, és analitikai mérlegen lemérjük ( $m_2$ ). Az agyagfrakció (A) meghatározása érdekében a Köhn-féle a 0,002 mm átmérőjű, 2,7 g/cm<sup>3</sup> sűrűségű talajrészecske ülepedési idejét keressük ki, és a továbbiakban ugyanúgy járunk el, mint az iszap+agyag frakció meghatározásánál.

Az egyes frakciók mennyiségét az alábbi számítás után kapjuk meg:

Durva homok (Dh):

$$Dh_{\%} = 100 \frac{Dh}{m}; \quad Dh = (m_1 - m_a)$$

Iszap+agyag (I+A):

$$(I + A)_{\%} = 100 \frac{(I + A)}{m}; \quad (I + A) = [(m_2 - m_b) - mz] \cdot 40$$

Agyag (A):

$$A_{\%} = 100 \frac{A}{m}; \quad A = [(m_3 - m_c) - mz] \cdot 40$$

Iszap (I):

$$I_{\%} = (I + A)_{\%} - A_{\%}$$

Finom homok:

$$F_{h\%} = 100 - (Dh_{\%} + I_{\%} + A_{\%})$$

ahol:

$m_1$	a durva homok + mérlegedény tömege g-ban,
$m_a$	a mérlegedény tömege g-ban,
$m_2$	az iszap + agyag + mérlegedény tömege g-ban,
$m_b$	a mérlegedény tömege g-ban,
$m_3$	az agyag + mérlegedény tömege g-ban,
$m_c$	a mérlegedény tömege g-ban,
$m$	a bemért talaj tömege g-ban,
$mz$	a 25 ml pipettázott szuszpenzióban lévő Na-hexametafoszfát tömege g-ban ( $m_z = 0,025$ g)

### 2.3.2. Arany-féle kötöttségi szám meghatározása

Az Arany-féle kötöttségi szám (jelzése  $K_A$ ), az a 100 g légszáraz talajra vonatkoztatott vízmennyiség, amelyet talajunk a képlékenységi és hígfolyóssági határán tartalmaz. Értéke elsősorban a talaj eliszapolható frakciójának (I+A) mennyiségétől függ, ezért felhasználható a fizikai talajféleség - a talaj szövetének - jellemzésére (2.2. táblázat). Laboratóriumban a kötöttség igen egyszerű módszerrel határozható meg. A légszáraz finom földből táramérlegesen 100 g-ot mérünk be egy műanyag edénybe. A talajra bürettával desztillált vizet adagolunk és azt a talajjal pisztillus segítségével elkeverjük. Mindaddig adagoljuk a vizet, míg a talajmassza a képlékenységi határát el nem éri. Ezt a határt úgy állapíthatjuk meg, ha a pisztillussal fonalpróbát végzünk. Ezt úgy érzékeljük, hogy a talajpépből hirtelen kirántott és vízszintesen tartott pisztilluson, illetve az edényben lévő talajpépen keletkező talajkúp hegye lehajlik (\*\*. sz. ábra). Ezután a kötöttséget az alábbi összefüggés alapján számítjuk ki:

$$K_A = 100 \frac{V}{m}$$

ahol

V a fogyott víz térfogata ml-ben,  
m a bemért talaj tömege g-ban.

Ez az érték az Arany-féle kötöttségi szám. Megjegyezzük, hogy a homokos és erősen humuszos talajok a fonalpróbát nem adják. Ezeknél addig adagoljuk bürettából a vizet állandó eldolgozás mellett, míg a talajpép felülete nem csillog, vagy a talajpép az edény hirtelen megdöntésénél, illetve ütésénél előre nem csúszik. A sok csillámlemezkét tartalmazó talajoknál a  $K_A$  nem ad fizikai talajféleségre reális értéket, értéke alacsony. A sok humuszt, Na-sót, vagy Na-iont tartalmazó talajok  $K_A$  értéke magas. A vas- és alumium-hidroxidot tartalmazó talajok és a lösz nagyobb  $K_A$  értéket adnak. A vulkáni tufák málladékának  $K_A$ -ja nem jellemző érték. A külföldi szakirodalomban található telítési % (SP) kb. 10 %-kal nagyobb érték, mint a  $K_A$ . A telítési % az a tömegszázalékban kifejezett vízmennyiség, amelyet a tükröző felületet mutató talajpép tartalmaz.

### 2.3.3. A talaj higroszkóposágának meghatározása

A talaj azon tulajdonságát, hogy a levegőből nedvességet köt meg, a talaj higroszkóposágának nevezzük. Ez nem más, mint vizgőzadszorpció, tehát határfelületi jelenség, amely a talaj nagy fajlagos felületű agyagfrakciójának mennyiségétől és a környező légtér relatív nedvességtartalmától (R%) függ. Az azonos relatív páratartalom mellett a talaj higroszkóposágát befolyásolja még a szervesanyagtartalom, a Na-sók, a  $\text{CaCO}_3$ , a talaj podzolosodása és a talajkolloidok felületén lévő kationok.

Attól függően, hogy milyen vízgőzteniójú térben határozzuk meg a talaj higroszkóposágát, beszélünk légszáraz nedvességről (Lszn), Mitscherlich-féle higroszkóposágról (Hy), ami a 10 %-os  $\text{H}_2\text{SO}_4$  által létrehozott 94,3 R%-al, a Kuron-féle higroszkóposágról (hy %), ami az 50 %-os  $\text{H}_2\text{SO}_4$  által létrehozott 35,2 R%-al és a Sik-féle higroszkóposágról (hy<sub>1</sub>), ami a  $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  által létrehozott 35 R%-al egyensúlyban lévő talajnedvesség. Hazánkban a Kuron-féle higroszkóposág (hy) használata terjedt el.

A Kuron-féle higroszkóposág (hy) meghatározása során egy csiszolt fedővel ellátott mérlegedényt 105 °C-on tömegállandósáig szárítjuk, majd  $\text{CaCl}_2$ -os exszikkátorban lehűtjük

és analitikai mérlegem lemérjük, ez az 1. számú mérés ( $m_1$ ). A mérlegedényt kb. félig megtöltjük légszár az finomfölddel, és analitikai mérlegem lemérjük, ez a 2. számú mérés ( $m_2$ ). A mérlegedényt nyitott fedővel  $1,399 \text{ g/cm}^3$  sűrűségű 50 %-os  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -at tartalmazó vákuum-exszikkátorba tesszük. Az exszikkátort 15 percig vízsugárszivattyúval légmentesítjük, majd kb. 5 nap múlva a mérlegedényt zárt fedővel analitikai mérlegem lemérjük, ez a 3. számú mérés ( $m_3$ ). A mérlegedényt nyitott fedővel  $105 \text{ }^\circ\text{C}$ -on tömegállandóságig szárítjuk (24-48 óra), majd zárt fedővel  $\text{CaCl}_2$ -os exszikkátorban lehűtjük és analitikai mérlegem lemérjük, ez a 4. számú mérés ( $m_4$ ).

A mérési adatok különbségéből, a következő képletek alapján, számítjuk a légszár az nedvességet ( $L_{szn}$ ) és a Kuron-féle higroszkóposzát ( $hy$ .)

$$L_{szn\%} = 100 \frac{(m_2) - (m_4)}{(m_4) - (m_1)}; \quad hy\% = 100 \frac{(m_3) - (m_4)}{(m_4) - (m_1)}$$

### 2.3.4. A talaj sűrűségének és térfogattömegének meghatározása, valamint az öszporozitás számítása

A talaj sűrűségének meghatározása

A talaj sűrűségén egységnyi térfogatú tömör, hézagmentes talaj száraz tömegét értjük. A sűrűség meghatározását piknométerrel végezzük. A piknométer olyan lombik, amelynek üveg dugója todatban folytatódik, amin egy jel van. A dugón keresztül egy hőmérő is be van építve.

A meghatározás során a piknométert tömegállandóságig szárítjuk és analitikai mérlegem lemérjük, ez az 1. számú mérés (1). Kis tölcser segítségével a piknométert egyharmad részig megtöltjük légszár az finomfölddel és tömegállandóságig szárítjuk,  $\text{CaCl}_2$ -es exszikkátorban lehűtjük, és analitikai mérlegem lemérjük, ez a 2. sz. mérés (2). A piknométert bürettából feltöltjük desztillált vízzel, vagy xilollal úgy hogy először csak a talajt lepje el, majd a pórusokba szorult levegő eltávolítása végett evakuált exszikkátorba helyezzük. A levegőbuborékok eltávozása után a piknométert jelig töltjük, és analitikai mérlegem lemérjük, ez a 3. sz. mérés (3). A mérést követően kiürítjük a piknométert, jól kimossuk, majd folyadékkal (desztillált víz, vagy xilol) megtöltve ismét megmérjük a piknométer tömegét (4). Az anyag sűrűségét ezekből az adatokból a következő öszfűggéssel számítjuk ki.

$$S = \frac{\text{talaj tömeg}}{\text{talaj térfogat}} = \frac{(2) - (1)}{\{[(4) - (1)] - [(3) - (2)]\} / f_s}$$

ahol

S	talaj sűrűsége, $\text{g/cm}^3$ -ben,
(1)	piknométer tömege, g-ban,
(2)	piknométer + talaj tömege, g-ban
(3)	piknométer + talaj + feltöltött folyadék tömege, g-ban
(4)	piknométer + folyadék tömege, g-ban
(fs)	folyadék sűrűsége ( $\text{g / cm}^3$ )

A talaj térfogattömegének meghatározása

A talaj térfogattömegén az egységnyi térfogatú száraz bolygatatlan szerkezetű talaj tömegét értjük. A talaj térfogattömegének meghatározásához bolygatatlan szerkezetű és meghatározott térfogatú talajmintákat kell vennünk. A magyarországi gyakorlatban erre a célra, az ún. Vért-féle hengerek terjedtek el, amelyek általában  $100 \text{ cm}^3$  térfogatúak. Ezekre a hengerekre jellemző, hogy az egyik végük ki van élezve, hogy könnyebben beverhetők legyenek a talajba. A mintavétel során a kielezített végükkel a talaj vizsgálni kívánt rétegére helyezve, az átmérőnek megfelelő szerszámmal és gumialapáccsal a talajba verjük őket. A beverés után gondosan kiássuk a talajból a hengereket, majd a fölös talajt a henger két végénél levágjuk és a hengereket gumidugóval lezárjuk. A mintavevő hengerekből a talajmintákat ismert tömegű porcelán tálba ( $m_1$ ) nyomjuk ki és  $105 \text{ }^\circ\text{C}$ -on tömegállandóságig szárítjuk (24-48 óra), majd  $\text{CaCl}_2$ -es exszikkátorban lehűtjük és táramérlegen lemérjük ( $m_2$ ). A mérésekből az alábbiak alapján számítjuk a térfogattömeget:

$$T_s = \frac{(m_2) - (m_1)}{V}$$

ahol

$T_s$	a talaj térfogattömege, $\text{g/cm}^3$ -ben,
$(m_1)$	a porcelántál tömege, g-ben,
$(m_2)$	a porcelántál + talaj tömege, g-ban,
$V$	a mintavevő henger térfogata, $\text{cm}^3$ -ben ( $100 \text{ cm}^3$ ).

Mivel a talajok térfogattömegét sok tényező befolyásolja, megfelelő eredmény elérése érdekében szintenként legalább 3 mintát kell vennünk. (Inhomogén talajoknál és kutatási célú vizsgálatoknál 5 – 8 –szoros ismétlést is szoktak végezni.)

Összporozitás számítása

A talaj sűrűségének, térfogattömegének ismeretében számíthatjuk a talaj összes pórusterfogát

$$P\ddot{o} = \left(1 - \frac{T_s}{S}\right) \cdot 100$$

ahol

$P\ddot{o}$	a talaj összes pórustere, térfogat %-ban,
$T_s$	a talaj térfogattömege, $\text{g/cm}^3$ -ben,
$S$	a talaj sűrűsége, $\text{g/cm}^3$ -ben.

### 2.3.5. A pórusterfogat meghatározása

A pórusterarány meghatározza a talajok víz-, levegő- és hőgazdálkodását, ezért nagyon fontos többek között a paleopedológiai és geoökológiai kérdések megválaszolásában. Ahol a természetes vagy telepített növényzet gyökérzete dús, ott nagy a pórusterfogat. Természetesen alapvetően a talajok fizikai minősége, így a szövete (textúrája) és szerkezete (struktúrája) határozza meg. A homoktalajokban 50 %, az agyagtalajokban 60 %, a láptalajokban 80 % a pórusterfogat.

A pórustérfogat meghatározásához ismerni kell az **anyag térfogatsúlyát** ( $\text{g/cm}^3$ ), amely az anyag természetes állapotú térfogat egységének a tömege, s a **sűrűségét** ( $\text{g/cm}^3$ ), amely a minta hézagok nélküli tömör térfogategységének a tömege. A talajok és üledékek térfogatsúlyát  $105^\circ\text{C}$ -os szárítás után is meg kell határozni.

A térfogatsúly függ az alkotó ásványok sűrűségétől, mállottságától, az anyag hézagaitól és víztartalmától. A **meghatározásához** zavartalan mintavételre van szükség. A zavartalan mintavető térfogatát ismerve már csak a minta tömegének meghatározására van szükség, amit analitikai mérleggel végzünk.

$$\text{Térfogatsúly} = \text{minta tömege} / \text{minta térfogata.}$$

A sűrűség (fajsúly,  $F_s$ ) meghatározását **piknométerrel** végezzük. A piknométer olyan lombik, amelynek üveg dugója todatban folytatódik, amin egy jel van. A dugón keresztül egy hőmérő is be van építve. A meghatározáskor először a vizsgálandó anyagot porítjuk, majd ismert mennyiséget a piknométerbe helyezünk. Az anyagra desztillált vizet öntünk, és addig főzzük, amíg minden buborék el nem távozott belőle. Ezután a piknométert jelig feltöltjük desztillált vízzel és megmérjük a piknométer tömegét az anyaggal és vízzel együtt ( $P_1$ ). A mérést követően kiürítjük a piknométert, desztillált vízzel jól kimossuk, majd vízzel megtöltve ismét megmérjük a piknométer tömegét ( $P_2$ ). Az anyag sűrűségét ezekből az adatokból a következő összefüggéssel számítjuk ki:

$$F_s = P_1 : (P_2 + P_1 - P_3),$$

ahol

$F_s$  = sűrűség,

$P_1$  = anyag tömege a piknométerrel,

$P_2$  = a vízzel telt piknométer tömege,

$P_3$  = a piknométer, anyag és víz együttes tömege.

A sűrűség és a térfogatsúly ( $T_s$ ) ismeretében a pórustérfogatot az alábbi összefüggéssel számítjuk ki:

$$\text{pórustérfogat} = 100 \cdot (1 - (T_s / F_s)).$$

### 2.3.6.A talaj nedvességtartalmának meghatározása

A talaj nedvességtartalma vagy víztartalma az a vízmennyiség, amely a talajból távozik el,  $105^\circ\text{C}$ -os történő tömegállandóságig történő szárítás alatt. A talajvíz és a talajnedvesség fontos ökológiai jelleg. Összefüggésben van a talajvíz, illetve a talajnedvesség az ökológiai faktorok többségével, így kapcsolatba hozható a talajok fejlődésével, tulajdonságaival, a vegetációval, stb. A növények számára szükséges vizet is a talaj raktározza. A vízellátás szempontjából nagy jelentősége van annak, hogy a talaj mennyi hasznos vizet képes raktározni, és biztosítani a növények számára. A talajban levő vízkészlet nem állandó érték, viszonylag gyorsan változik. A talajnedvesség alakulása függ a csapadék mennyiségétől, a párányomásától, a párolgástól, a növényi transzspirációtól, a felszíni lefolyástól és a felszínalatti vízmozgásoktól.

A talaj térfogategységében a szilárd rész 40 - 70 %-ot tesz ki, a visszamaradó pórustérben található a víz és a levegő. A talajnedvesség a talajszemcsék felületén adhéziósan és kohéziósan megkötött víz. A víz megkötését a felülethez hidrogénkötések biztosítják, valamint

elektrosztatikus erők segítségével a kicserélhető kationok hidrátburkához kötődik még víz. A talajvíz felett elhelyezkedő kapilláris víz kohéziósan kötődik a molekuláris formában adhéziósan a szemcsék felületére tapadó higroszkópikus vízhez. A talaj víztartalmát meghatározhatjuk tömegre (kg víz/kg talaj), illetve a talajoszlop 10 cm-es rétegére (mm víz / 10 cm talaj) vonatkoztatva is. Utóbbit főleg a 10 cm-es talajoszlop által megkötött csapadékvíz mennyiségben (mm) fejezzük ki.

A talaj víztartalma többféle módszerrel határozható meg. A módszer megválasztása a kitűzött cél és rendelkezésre álló eszközök határozzák meg. A következőkben, a legelterjedtebb, laboratóriumi szárítószekrényes eljárást mutatjuk be. Ehhez a talajmintát jól zárható műanyag zacskókban gyűjtjük be, hogy a vizsgálat megkezdéséig vízvesztés ne következhesen be.

A terepen begyűjtött és számozott zacskókban elhelyezett talajmintákból a laboratóriumban előzetesen pontosan megállapított tömegű ( $m_1$ ), beköszörült üveg dugós szárítóedénykébe bemérünk kb. 10 g-ot analitikai mérlegen ( $m_2$ ). Az edénykét azután szárítószekrénybe helyezük, és 105 °C-on tömegállandóságig, 24-48 órán át, szárítjuk. A szárítás után  $\text{CaCl}_2$ -es exszikkátorban lehűtjük és analitikai lemérjük ( $m_3$ ). A mérési eredményekből számítjuk a talaj nedvességtartalmát:

$$W\% = \frac{(m_2) - (m_3)}{(m_3) - (m_1)} \cdot 100$$

ahol

$W\%$	a talaj nedvességtartalma, %-ban,
$(m_1)$	üres zacskó, vagy edény tömege, g-ban,
$(m_2)$	edény + talaj+ nedvesség együttes tömeg, g-ban,
$(m_3)$	edény + száraz talaj tömege, g-ban.

A talajréteg nedvességtartalmát vízoszlop mm-ben is fejezhetjük, amelyre az öntözött talaj vizsgálatokor van szükség, ezt az alábbiak szerint számítjuk:

$$W_{\text{mm}} = \theta \cdot d$$

ahol

$W_{\text{mm}}$	a talaj nedvességtartalma vízoszlop mm-ben,
$\theta$	a térfogat alapon kifejezett nedvességtartalom, g víz/g talajban,
$d$	a talajréteg vastagsága, cm-ben.

A fent ismertetett laboratóriumi eljárás mellett, a talajnedvesség meghatározására számos további gyors, modern módszer létezik. Ilyen pl. a neutronsóródásos, az elektromos vezetőképességen alapuló eljárás, a gamma-radiációs módszer, a TDR szonda (amely a rádiófrekvenciás elektromágneses hullám terjedési sebességének meghatározásán alapul), s a távérzékeléssel történő nedvesség mérés. Utóbbival csupán a felszínéről nyerhető közvetlen információ. A talajnedvesség meghatározásának további lehetősége a tenziométeres eljárás is, amellyel a talajnedvesség szívóerejét kifejező mátrixpotenciált mérjük. A tenziométer egy vízzel töltött és vákuum manométerrel össze-kötötésbe hozott porózus kerámia csésze, amely a víz számára áteresztő, de a levegőt nem engedi át. A talaj szívóereje hatására a csészén keresztül víz szívárog a talajba mindaddig, amíg a talajnedvesség szívóereje egyensúlyba jut a tenziométer belső terében keletkezett vákuummal. A tenziométer helyszíni és laboratóriumi meghatározásra, sőt folyamatos regisztrálásra is egyaránt alkalmas. A mérést nem befolyásolja sem a talaj mechanikai



összetétele, sem kémiai tulajdonságai. Az egyes műszerek használatát, azok kezelési útmutatója részletesen tartalmazza, így most nem térünk ki rá.

### 2.3.7.A pF görbe meghatározása

A talajban a nedvességtartalom különböző erősséggel kötött. A kötés erősségét befolyásolja a gravitációs erő, a kapilláris erő, s a különböző adszorpciós erők. (lásd „A talaj vízgazdálkodása, pF” fejezet)

A kis talajoldat koncentrációjú talajokba a talajnedvesség potenciálja az ún. mátrix- potenciállal jellemezhető, ami tulajdonképpen a kapilláris-, adszorpciós- és ozmózis erők összege. A mátrixpotenciál az a munka, amely egységnyi tömegű vízmennyiség egységnyi talajból való eltávolításához szükséges. Ez a munka kifejezhető a szívóerő (nyomás) mértékével és vízoszlop centiméterben, de atmoszférában is.

A pF a nedvességpotenciál vízoszlop cm-ben kifejezett értékének logaritmus. Arról a görbéről, amely a nedvességet a szívóerő függvényben ábrázolja, közvetlenül leolvasható a különböző szívóerővel kötött nedvességfrakciók térfogatszázalékban kifejezett mennyisége (22. ábra). A pF görbe meghatározása a különböző talajok nedvességszívó képességének, illetve a szívóerővel felvett nedvesség mérésével történik.

A pF görbe laboratóriumi meghatározása az alábbiak alapján történik: alacsony szívóerő tartományban (pF 0-3) homok illetve kaolin lappal ellátott készülék segítségével történik a pF értékének meghatározása.

A terepen begyűjtött bolygatatlan talajmintát hengerekben (pl. Vér-féle henger) a laboratóriumba szállítjuk, ahol a henger aljára finomszövésű szitaszövetet szorítunk gumigyűrűvel, majd a hengereket felső peremükig 20 °C-os vízbe süllyesztjük teljes telítődésükig. Az egyensúly beállta után a talajt táramérlegesen megmérjük és az eredményt jegyzőkönyvben feljegyezzük. Ezt követően a hengereket úgy helyezük a vízbe, hogy csak azok alsó élét érje a víz. Az egyensúly beállta után ismét lemérjük a hengert. A következő lépésben a hengereket homok, illetve kaolin lapra helyezük. Az edény homoklap alatti részét kiforralt desztillált vízzel légbuborékmentesen feltöltjük, s a kívánt szívóerőt egy vasálványra szerelt és azon mozgatható nívó palackkal biztosítjuk.

A méréseket három szívóerőnél végezzük: a pF 1,0-1,5-2,0 értékeket határozzuk meg. Ezért a nívópalackot úgy kell elhelyezni, hogy annak kifolyónyílása a henger alsó részétől 7,5-29,0-97,5 cm-re legyen. Az egyensúly beálltakor mért tömegeket feljegyezzük, s a meghatározást a következő szívóerőnél folytatjuk. Ezután a hengereket kaolinlapra helyezük, amely 600 cm vízoszlop magasságig nem ereszt át levegőt, s így a nívópalackot helyettesítő vákuum palackkal biztosítjuk a kívánt vákuumot. A vákuum vízlégszivattyúval állítható elő, amit higanyos manométerrel mérünk.

A mintára gyakorolt szívóerő az alábbi összefüggéssel számítható ki:

$$V = A + 13,5 \cdot B,$$

ahol

V = a mintára gyakorolt szívóerő mértéke vízoszlop cm-ben,

A = a henger középvonalának és a vákuumedénybe torkolló kifolyónyílásnak a magasságkülönbsége cm-ben,

B = a vákuum értéke a vákuumedényben, Hgmm-ben.

A kaolinlapra helyezett hengerek g tömegét az ismertetett módon mérjük és az egyensúly elérése utáni mennyiséget 200 és 501 vízoszlop cm szívóerőnél (pF 2,3 és 2,7) feljegyezzük.

Ezt követően a talajt fémedénybe ürítve 105 °C-on szárítószekrényben súlyállandóságig szárítjuk, s g-ban meghatározzuk a száraz súlyt. Ugyancsak meghatározzuk a henger, a szitaszövet és a szorító gumi súlyát (T).

### **2.3.8. A talajok kapilláris vízemelő képességének vizsgálata**

A kapilláris vízemelésen azt a milliméterben mért vízoszlopmagasságot értjük, amelyre az üvegcsőben lévő légszáraz finomföld a vizet kapilláris és hidratációs úton adott idő alatt felemeli. A vízemelés magasságát jól érzékeljük az átnedvesedett talaj sötétebb színéről. A víz mozgása a talajban - pl. vízvezetés és szabadföldi vízemelés - ezzel az egyszerű laboratóriumi méréssel jellemezhető. A vízemelés magasságát a talaj szemcseösszetétele mellett befolyásolja még a kolloidok mennyisége, az adszorbeált kationok minősége, a talaj podzolosodása, a magas szervesanyag- és kalcium-karbonát-tartalom és a finomföld morzaösszetétele. A vízemelés értékét a  $\text{Na}^+$ -ionok, valamint a szerves humuszkolloidok csökkentik a leginkább. A kapilláris vízemelés értéke tehát nem kizárólag a talajban lévő agyagfrakció mennyiségének függvénye. Kifejezésre jut benne mindazoknak a talaj alkotórészeknek a hatása, amelyek a vízzel érintkező talaj pórussterének jellegét és a kapilláris vízmozgás sebességét befolyásolják.

A kapilláris vízemelés meghatározása során egy üvegcső egyik végét befűttes gumi segítségével vászonnal, vagy többrétegű gézzel lekötjük. A műanyag tölcseren át az üvegcsövet talajjal feltöltjük, miközben a csövet, a talaj kellő mértékű tömörödése érdekében gumipárnához ütögetjük. A megtöltött üvegcsöveket a kapilláris állványba helyezzük úgy, hogy az üvegcsövek 2 mm-re vízben álljanak. A fogyott vizet pótoljuk. A vízemelés magasságát félóránként leolvassuk. A kapott értéket az idő függvényében grafikonon ábrázoljuk. Az ötórás vízemelés tényleges értékét a grafikonról olvassuk le. Az értékelést a korábban közölt (2.2. táblázat) alapján végezzük el. Megjegyezzük, hogy a módszer szikes talajok esetén nem használható, mivel az adszorbeált  $\text{Na}^+$ -ionok és a vízdoldható Na-sók nagymértékben csökkentik a vízemelés mértékét, így a vízemelés gyakorlatilag nulla.

### **2.3.9. Víznyelő és vízáteresztő képesség mérése**

A talaj felszínéről a gravitációs erő hatására szivárgó víz mozgásában két fázist kell megkülönböztetni a víznyelés és a vízáteresztés fázisát. Víznyelésen a talaj pórusainak vízzel való fokozatos telítődését értjük. Ezzel úgyszólván egy időben indul meg a második folyamat is; a minimális vízkapacitást meghaladó mértékben feltöltődött pórusok az alattuk levők feltöltéséhez szállítják a vizet, és így a beázás frontjának előrehaladásával a víznyelő réteg egyre mélyebbre kerül, a vízáteresztő réteg pedig felette egyre szélesedik. Ugyanaz a folyamat játszódik le az oldalirányú vízmozgáskor is. A két egymásba fonódó, egyidejűleg is lejátszódó folyamatot oly módon különítjük el egymástól, hogy meghatározott vastagságú talajréteg átnedvesedéséig víznyelésről, majd ezután a beázás frontjának további előrehaladásakor (vagy

a víz lecesepegésének kezdetétől, ha a vizsgálatot talajoszlopon végezzük laboratóriumban) a már beázott réteg vízáteresztéséről beszélünk.

A talaj összporozitásának és a pórusok nagyság szerinti eloszlásának a függvényében a két folyamat sebessége idővel változik. A víz hatására - a talaj szemcseösszetételétől, a morzsák vízállóságától, a duzzadás mértékétől függően - idővel többé-kevésbé változik a talaj szerkezeti állapota. Az eredményt befolyásolja a víz és a talaj hőmérséklete is. A víz belső súrlódásainak fokozódása következtében alacsony hőfokon a víz mozgása a talajban lassúbb, mint magasabb hőmérsékleten. E többféle hatást tudjuk értékelni a talaj víznyelésének és vízáteresztésének vizsgálatával.

### **2.3.10. Talajok víznyelő és vízáteresztő képességének mérése**

A vízáteresztő képességének mérésére bolygatatlan szerkezetű talajmintát kell vennünk, amelynek laboratóriumban határozzuk meg a vízáteresztő képességét. A mintát egy hengeres mintavevővel (pl. Vér-féle henger) vesszük, és műanyag kupakkal lezárva szállítjuk a laboratóriumba. A természetes nedvességi állapotú talajminta tömegét lemérjük, majd a talajt először kapillárisan és ezt követően teljesen vízzel telítjük. Az erre a célra végzett kapilláris telítési tőtartama két, a teljes telítésé további 1 nap. Mindkét művelet után újból lemérjük a talajminta tömegét. A teljes telítés után a talaj vízáteresztését mérjük. A hengerekre állandó vízborítást biztosító fémfeltétet szerelünk gumicső összeköttetéssel. Az így előkészített hengereket szűrőállványra helyezük, amelyen a talajoszlop felszínére jutó víz 5 cm-es rétegben borítja a talajt a mérés folyamán. A 10 cm magas talajoszlop által áteresztett vizet a tölcser alá helyezett lombikban fogjuk fel és mennyiségét időnként (célszerűen a mérés kezdetétől eltelt 5, 15, 30, 60 perc, 2, 3, 4 óra múlva lemérjük. A mérés befejezte után a talajoszlopot durva kvarchomokra állítjuk és leszivárgási idő után tömegét lemérjük. Ezután a talajt szárítószekrényben 105 C°-on súlyállandóságig szárítjuk.

## 2.4. Talajok kémiai vizsgálata

### 2.4.1. A talajok kémhatásának meghatározása

A talajok kémhatását, pH meghatározás segítségével állapíthatjuk meg. A pH a talajoldat hidrónium-ion-aktivitásának negatív logaritmus. A talajok savas vagy lúgos kémhatása a talajoldatban lévő fölös hidrogén ( $H^+$ ), illetve hidroxil ( $OH^-$ ) ionok következménye. A semleges vagy neutrális kémhatás esetén a kétféle ion mennyisége azonos, a savanyú közegben több a hidrogén, lúgos vagy bázikus közegben több a hidroxil ionok száma. A kémhatás jellemzésére a hidrogénion koncentrációt használjuk. A pH érték azt adja meg, hogy egy liter vízben mennyi hidrogénion van. A semleges kémhatás esetén 1 liter vízben  $10^{-7}$  g hidrogén és ugyanennyi hidroxil ion van. Ha ennek a mennyiségnek a negatív előjelű logaritmusát vesszük, akkor kapjuk meg a 7-es pH értéket. Amennyiben több a hidrogénion, a negatív előjelű logaritmus miatt alacsonyabb lesz a pH érték, ekkor a kémhatás savas, ha kevesebb a hidrogénion, magasabb a pH érték, lúgos lesz a kémhatás. A talaj pH-értéke az időjárás, a növényzet és egyéb tényezők hatására ingadozik, függ a talaj és talajoldat mindenkori arányától. A talajszelvények egyes szintjeiben eltérő pH-értéket találunk, ami részben a talajképződési folyamatokra vezethető vissza. Más lesz a kémhatás egy gyökér, vagy egy ásványi szemcse közvetlen közelében, mint attól távolabb.

A talajok kémhatását, mind a terepen, mind a laboratóriumban is meghatározhatjuk. A laboratóriumi vizsgálatok során sorrendben első a pH meghatározása, mivel ennek ismeretében végezzük el a további talajkémiai vizsgálatokat (pl. savanyú kémhatású talajoknál az  $y_1$  (hidrolitos aciditás) és az  $y_2$  (kicszerelődési aciditás) meghatározását, illetve lúgos kémhatású talajok mésztartalmának, az összes só, vagy 8,4-nél nagyobb pH esetében szódátartalom meghatározását).

#### Terepi (helyszíni) pH meghatározás

A terepi kémhatás vizsgálat csak tájékoztató jellegű lehet, mivel pontos vizsgálatot csak laboratóriumi körülmények között végezhetünk. A terepen történő vizsgálatához 1/3 talaj, 2/3 desztillált víz arányban szuszpenziót készítünk, majd leülepedés után a talajoldatba indikátorpapírt helyezünk, melynek segítségével a pH érték megadható. Az elérhető pontosság 0,2-0,3 pH-egység, ami a gyakorlati terepi vizsgálatokkal szemben támasztott igényét kielégíti.

Az indikátor papírok mellett, indikátor oldatokat is használhatunk a kémhatás meghatározására. Erre a célra a kétszínű sav-bázis indikátorok alkalmasak. E vegyületek többnyire maguk is savak vagy bázisok, s a közeg kémhatásától függően adnak le, vagy vesznek fel protont. A használatos indikátorok átcsapási pH-tartománya 1,5-2,5 pH-egység terjedelmű. Kétszínűnek azt az indikátort nevezzük, amelynek mind a protonált alakja, mind a deprotonált alakja színes, és e két szín különböző. Az átalakulás az indikátorra jellemző átcsapási pH-tartományban megy végbe. Az átcsapási tartományon kívül eső pH-kon az indikátorfesték teljes mennyisége a megfelelő színes alakban van jelen. Az átcsapási tartományban mindkét forma egyidejűleg jelen van az oldat pH-jától függő arányban. Ez az oldatban valamilyen átmeneti színárnyalatot eredményez. 0,2-0,3 pH-változás okozta színárnyalat-különbség szemmel is megkülönböztethető. Megfelelő színskála birtokában tehát egy indikátorfestékkel az indikátor átcsapási pH-tartományában ilyen pontosságú meghatározás végezhető. Talajoknál a 3,5-9,5-ig

terjedő pH-tartományban minden érték előfordul. 7,6-nál nagyobb pH mésztartalomra, 8,4-nél nagyobb pH szódára utal. Helyszíni vizsgálatnál 7,6 pH fölött a kémhatás pontos meghatározására nem törekszünk, hanem fenolftalein-indikátorral szódára vizsgálunk. A fenolftalein 8,3-nál kisebb pH-jú oldatban színtelen, 8,4-es pH felett lila. Olyan indikátorokat kell tehát összeválogatnunk, melyeknek átcsapási tartománya célszerűen némi átfedéssel átfogja a 3,5-7,6-es pH-tartományt. Hosszú idő óta használják a brómkrezolöld, a klórfenolvörös és a brómtimolkék, valamint a fenolftalein indikátorokat, amelyek különböző kémhatási tartományban alkalmasak a talajok vizsgálatára.

Az elektrometriás pH-mérők fejlődésével, célszerű a terepre hordozható pH mérőt vinni, amellyel 0,1 pH egység pontosságú adatokhoz juthatunk terepi körülmények között is.

### Laboratóriumi pH-meghatározás

A laboratóriumi kémhatás meghatározása céljából a talajmintát meghatározott arányban desztillált vízben, vagy sóoldatban szuszpendáljuk. A talaj / oldat tömegarány megállapodás szerint 1 / 2,5. Vizes talajszuszpenzióban egyensúly alakul ki a kolloidok felületén adszorbeált ionok felületi koncentrációja és a vizes fázisban lévő koncentráció között. KCl-oldat esetében ioncserélődés és protolitikus folyamatok révén a hidróniumionok koncentrációja a vizes fázisban megnő. A  $pH_{KCl}$  általában kisebb, mint a  $pH_{H_2O}$ .

Laboratóriumban – legáltalánosabban - elektrometriásan mérjük a pH értéket. Az elektrometriás eljárás alapja a különböző oldatokban elektródák segítségével mérhető feszültség különbség, aminek a mérésére digitális kijelzésű pH-mérőket használunk. A vizsgálat során 20 gramm légszáraz talajhoz 50 ml desztillált vizet adunk (a talaj : oldat tömegarány megállapodás szerint 1:2,5), azt jól felkeverve 24 órát állni hagyjuk. 24 óra után a zagyot újra felkeverjük, majd megmérjük a pH-értékét. A pH mérésekor leggyakrabban a kalomel elektródát használjuk, mivel ebben az esetben elegendő ennek az elektródának a szuszpenzióba süllyesztése, s a készüléken közvetlenül a pH érték leolvasható. A mérés előtt a műszereket, a kezelési útmutatónak megfelelően, be kell állítani, illetve az elektródákat hitelesíteni (kalibrálni) kell.

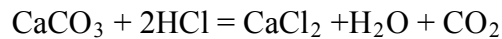
A talaj kémhatásának jellemzésére mind a vizes, mind az 1 mol/l-es KCl-oldattal meghatározott pH-t megadjuk. A két érték különbsége a szorpciós viszonyokra enged következtetni. A savanyú kémhatásért a ioncserélődés, vagy deszorpció útján oldatba kerülő  $Al^{3+}$ -ionok felelősek. Megjegyezzük, hogy külföldön a KCl-os kémhatás helyett, gyakran a  $CaCl_2$ -os kémhatást határozzák meg. Az egyes talajokat – kémhatásuk szerint – az alábbiak alapján osztályozhatjuk:

16. táblázat Talajok kémhatás szerinti osztályozása

Megnevezés	pH érték
erősen savanyú	4,5 alatt
savanyú	4,5 – 5,5
gyengén savanyú	5,5 – 6,8
közömbös (semleges)	6,8 – 7,2
gyengén lúgos	7,2 – 8,5
lúgos	8,5 – 9,0
erősen lúgos	9,0 felett

## 2.4.2. A talajok mésztartalmának meghatározása

A talajok vizsgálata során igen fontos a talajban található karbonátok meghatározása, amely elve az, hogy erős savak hatására a karbonátokból széndioxid szabadul fel. A felszabaduló CO<sub>2</sub> elsősorban kalcium-, magnézium-, illetve más fémek karbonátjából, illetve hidrokarbonátjából is származhat, ezeket CaCO<sub>3</sub>-ként adjuk meg. A kémiai reakció egyenlete a következő kalcium-karbonát esetén:



CaCO<sub>3</sub> jelenléte vagy hiánya, kilúgzása vagy felhalmozódása, mennyisége és eloszlása a talajszelvényben a talajtípus egyik fontos ismertetője. Mennyisége mintegy 3 %-ig kedvezően befolyásolja a talaj fizikai és kémiai tulajdonságait, javítja a szerkezetét és akadályozza a savanyodást, illetve jelentős mértékben befolyásolja a puffer képességet. Homoktalajoknál 15 %, vályog- és agyagtalajoknál 15-25 % feletti mésztartalom már talajhibának számít, ha a talaj vízgazdálkodása kedvezőtlen. A túlságosan nagy mennyiségű CaCO<sub>3</sub> fiziológiailag szárazzá teszi a talajt. A növények számára talajhibaként jelentkezik. A talajok mésztartalmát a helyszínen, illetve laboratóriumban határozhatjuk meg.

A talajok karbonát tartalmának meghatározása a helyszínen

A helyszíni meghatározás során a talajszelvény oldalfalán, vagy a szelvényfal szélén - ahonnan e vizsgálat után már nem veszünk mintát - felülről lefelé haladva a talajt 10 %-os sósavval cseppentjük le. A pezsgés erősségéből következtetünk a mésztartalomra. Megjegyezzük, hogy a gyakorlatban eltérő a mezőgazdászok és az erdészek által használt jelölési mód.

17. táblázat Mezőgazdaságban és erdészetben használt jelölismódok a talajon karbonát tartalmára

Észlelt változás	CaCO <sub>3</sub> (%)	Mezőgazdasági jelölés	Erdészeti jelölés
nincs változás, nem pezseg	0	0	-
pezsgés nem látható, fülhöz tartva serceg	< 1	NY	0+
gyenge pezsgés, rövid ideig	1 - 2	GY	+
rövid, de határozott pezsgés	2 - 4	GY	++
közepesen erős, tartós pezsgés	4 - 7	K	+++
erős, tartós pezsgés, felhabzik	7 - 10	E	++++
igen heves erős, tartós pezsgés	10 <	IE	+++++

A talajok karbonáttartalmának meghatározása laboratóriumban

A laboratóriumi karbonáttartalom meghatározása során, a karbonátot 10 %-os sósavval elbontjuk és a fejlődő CO<sub>2</sub> gáz térfogatát mérjük kalciméterrel. A meghatározást Scheibler-féle kalciméterrel végezzük. A mérőkészülék két részből áll, reakciótér és mérőrész. A mérőrész két, alul hajlított üvegcsővel U alakban összekapcsolt cső, amelynek egyike aritmetikus skálával van ellátva. Ez a skála ml-es beosztású. A talaj kalciumkarbonát tartalmától függően porcelán mozsárban lisztfinomságúra elporított talajból a reakciótérbe analitikai mérlegben bemérünk 0,1 -2,0 g talajt. A bemérendő talaj mennyiségéről előzetesen úgy tájékozódunk, hogy a talajra 10 %-os sósavat cseppentünk, s a pezsgés erőssége alapján határozzuk meg a bemérendő talaj mennyiségét. A talajmintára teszünk csipesszel megfogva egy kristályka KHF<sub>2</sub>-ot, mivel a

sósav hatására felszabaduló HF feloldja a talajszemcsék felületét esetleg bevonó kovasav-hártyát. A kovasav-bevonat akadályozza, hogy a sósav hozzáférjen a talajszemcsébe zárt mészhöz.

Kis kémcsövet háromnegyedig megtöltünk 10 %-os HCl-oldattal, majd a reakcióterbe helyezzük. A kalciméter mérőrészét feltöltjük telített és keverék indikátorral megfestett NaCl-oldattal és a leeresztőcsap segítségével a NaCl-oldatot nullára álltjuk. A reakcióteret gumidugó segítségével a mérőrészhez kapcsoljuk. A keletkezett nyomáskülönbséget a gumidugóba szerelt szelep megnyitásával kiegyenlítjük, így a mérőrészben a NaCl-oldat nulla szintre áll.

A reakciót megindítjuk úgy, hogy a reakcióedényt megdöntjük. A HCl-oldat kiömlik és a talajra jut. A reakciót elősegítendő a reakcióedényt többször gyengén megrázzuk. A reakció időtartalma kb. 5 perc. A nyomáskülönbséget az osztott és osztatlan mérőszárban kiegyenlítjük úgy, hogy a csap segítségével a NaCl-mérőoldatot leengedjük mindaddig, míg mindkét szárnál a folyadékmérő egy szintre jut. Az osztott száron leolvassuk a fejlődött CO<sub>2</sub> gáz térfogatát ml-ben (V). Leolvassuk a reakció ideje alatt uralkodó légnyomást, Hgmm-ben vagy Pa-ban, (B), valamint a hőmérsékletet °C-ban (t). Átlagos légnyomás és szobahőmérséklet mellett 1 ml széndioxidnak 0,004298 g szénsavas mész felel meg. Nagy pontosságú vizsgálatoknál a hőmérséklet és a légnyomás függvényében pontosan át kell számolni (a gáztörvények alapján), a keletkezett széndioxid tömegét.

A talajok karbonáttartalmát CaCO<sub>3</sub>-ban kifejezve az alábbi összefüggés alapján számítjuk ki:

$$W(\text{CaCO}_3)\% = \frac{V \cdot a \cdot 100}{m}, \text{ ahol}$$

- a a fejlődött CO<sub>2</sub> 1 ml-jének megfelelő CaCO<sub>3</sub> tömege g-ban az észlelés hőmérsékletén és nyomásán (760 Hgmm-es légnyomáson, 18 °C hőmérsékleten 0,004298 g)  
V A fejlődött CO<sub>2</sub>-gáz térfogata ml-ben,  
m a bemért talaj tömege g-ban.

A talajok mésztartalmát az alábbi határértékek szerint bírálhatjuk el:

Ha a talaj CaCO<sub>3</sub> tartalma:

5 %-nál kisebb, gyengén meszes

5-20 % között közepesen meszes

20-30 % között erősen meszes

30 %-nál nagyobb CaCO<sub>3</sub> tartalom esetén igen erősen meszes a talaj.

A talajban levő CaCO<sub>3</sub> aktivitása attól is függ, hogy finom-e az eloszlása. A nagyobb mennyiségű, finom eloszlású mész (ún. fiziológiás mész, vagy magyar fok) a növényeknél klorózt idéz elő, különösen a vas és a mangán lekötése miatt. E mészforma meghatározása tehát különösen oltványszőlő telepítésénél jelentős. A meghatározás során a talajból leválasztjuk a leiszapolható frakciót és ennek határozzuk meg a CaCO<sub>3</sub> %-át, ami egyben a fiziológiás mésztartalmat jelenti.

### 2.4.3. A talaj savanyúságának meghatározása

Savanyú kémhatású talajoknál a talaj savanyúságának mennyiségi meghatározására sóoldatok hatásán alapuló jelenségeket használunk fel. A növények életére a talaj kémhatása van nagy hatással. A talaj savanyúságát jelző értékszámoknak a talaj savanyúságát mérsékelő, illetve megszüntető talajjavítási eljárásoknál vesszük hasznát. A savanyúság - aciditás - ismeretében

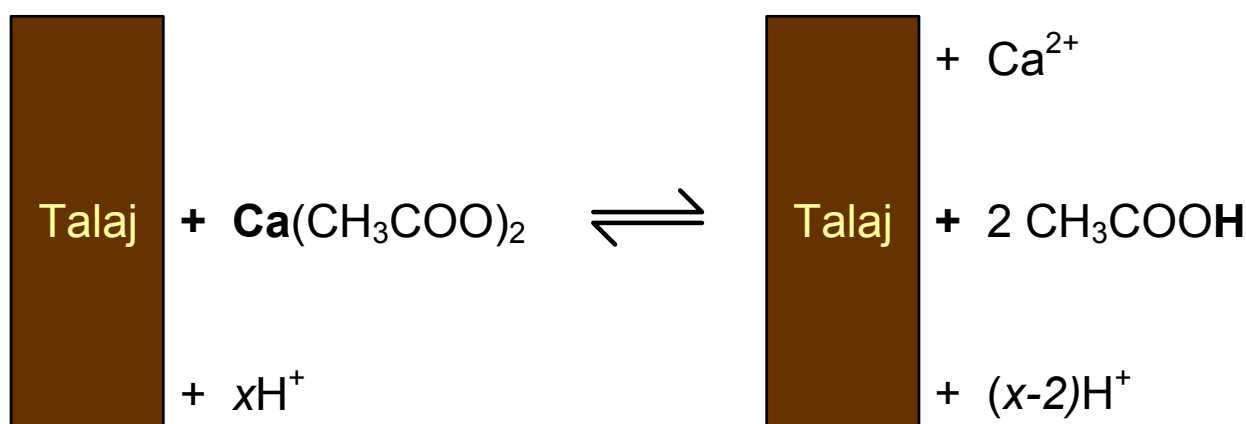
tervezett és végrehajtott kémiai talajjavítás a mezőgazdaságban és a csemetekertekben általános gyakorlat.

A talaj savanyúságának mennyiségi jellemzésére két érték terjedt el, a hidrolitos savanyúság ( $y_1$ ) és a kicserélődési savanyúság ( $y_2$ ). Az  $y_1$  meghatározásánál lúgosan hidrolizáló kalcium-acetát,  $y_2$  meghatározásánál semlegesén disszociáló kálium-klorid oldatát használjuk.

$\text{Ca}^{2+}$ -ionok esetében a kicserélődés is intenzívebb, mint a  $\text{K}^+$ -ionok esetében (ionok liotrop sora). A lúgosan hidrolizáló sóoldattal szemben a talajkolloidok savas jellege nyilvánul meg protolitikus folyamatok révén. A hidrolitos savanyúság mindig nagyobb, mint a kicserélődési savanyúság.

### A hidrolitos savanyúság ( $y_1$ ) meghatározása

Hidrolitos savanyúságon értjük a talajnak azt a titrálható savanyúságát, amelyet lúgosan hidrolizáló (pH =9,4) 1 mol/l-es kalcium-acetát-oldattal való összerázása után mérhetünk. Megállapodás szerint a hidrolitos savanyúság mértéke 50 g talajnak megfelelő szüredékre fogyott pontosan 0,1 mol/l koncentrációjú NaOH-oldat ml-einek száma, ha a talajt előzőleg 2,5-szeres mennyiségű kalcium-acetát-oldattal ráztuk össze. A kicserélődést a 24. ábra szemlélteti.



24. ábra A hidrolitos savanyúság ( $y_1$ ) meghatározása

A hidrolitos aciditás ( $y_1$  – érték) laboratóriumi meghatározása során a talajmintából táramérlegesen 40,00 g-ot rázólabikba mérünk. Hozzápipettázunk 100 ml halvány rózsaszín 1 mol/l ( $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ )-oldatot. A rázólabikot zárjuk és a talajszuszpenziót 1 óráig körforgós rázógépen ráztatjuk. Ezután szűrőpapíron át a szuszpenziót a főzőpohárba szűrjük. A szüredék 50 ml-ét fenolftalein indikátor jelenlétében 0,1 mol/l-es NaOH-oldattal halvány rózsaszínűre titráljuk. Az értékelést az alábbi képlet szerint végezzük:

$$y_1 = V \cdot f_{\text{NaOH}} \cdot 2,5$$

ahol

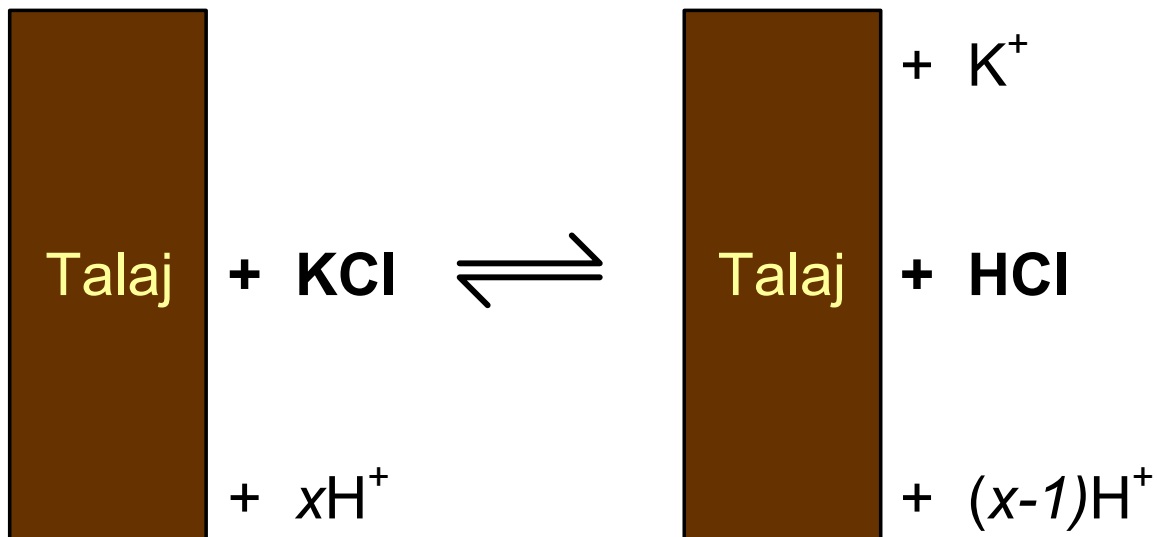
$f_{\text{NaOH}}$   
Vml

a NaOH-oldat hatóértéke (faktora),  
a titrálásnál fogyott NaOH-oldat térfogata.

### A kicserélődési savanyúság ( $y_2$ ) meghatározása



Kicserélődési savanyúságon értjük a talajnak azt a titrálható savanyúságát, amelyet semlegesítő 1 mol/l koncentrációjú KCl-oldattal való összerázása után mérhetünk. Megállapodás szerint a kicserélődési savanyúság értéke 50 g talajnak megfelelő szüredékre fogyott pontosan 0,1 mol/l koncentrációjú NaOH-oldat ml-einek száma, ha a talajt előzőleg 2,5-szeres mennyiségű kálium-klorid-oldattal ráztuk össze. A kicserélődést a 25. ábra szemlélteti.



25. ábra A kicserélődési savanyúság ( $y_2$ ) meghatározása

A vizsgálat során 40,00 g talajmintát táramérlegben rázólabdikba mérünk, majd pipettával hozzámérünk 100 ml 1 mol/l koncentrációjú KCl oldatot. A szuszpenziót 1 órán át körforgós rázógépen rázatjuk, majd szűrőpapíron át főzőpohárba szűrjük. A szüredék 50 ml-ét fenolftalein indikátor jelenlétében 0,1 mol/l koncentrációjú NaOH-dal halvány lilára titráljuk. A kapott ml-ek számából az  $y_2$  érték az alábbi képlet segítségével számítható:

$$y_2 = V \cdot f_{\text{NaOH}} \cdot 2,5$$

ahol

$f_{\text{NaOH}}$   
Vml

a NaOH-oldat hatóértéke (faktora),  
a titrálásnál fogyott NaOH-oldat térfogata.

#### 2.4.4. A talajok kationcsere kapacitásának (T-érték) és a kicserélhető kationoknak a meghatározása

A talaj igen fontos részét képezik a kolloidok. A talajban azokat a részecskéket, amelyeknek a szemcseátmérője 0,002 mm-nél kisebb, kolloidnak tartja. A primér és szekundér ásványi alkotók és a szervesanyagok bomlástermékei képeznek kolloid részecskéket a talajban. A kis szemcseméret fajlagos felület nagyobbodással jár, s ez teszi lehetővé, hogy kialakul a kolloidok adszorpciós és báziscsere képessége. A talajkolloidokon lejátszódó folyamatok közül legfontosabb a kationok adszorpciója. Az adszorpciós viszonyok ismerete felvilágosítást nyújt a talaj állapotáról, az esetleges degradáció mértékéről. Az adszorpciós viszonyok vizsgálatánál feltételezzük, hogy adott tömegű talajban egyezményes pH-érték esetében a kation-adszorpció szempontjából meghatározott számú, egyenértékű aktív hely van. Ez a talajok kationcsere kapacitása, amit T-értékkel jelölünk. A kationcsere kapacitás (T) és a kicserélhető

kationtartalom gyakorlati mértékegysége a milligramm egyenérték per 100 g talaj (mgeé / 100 g talaj). Az SI-rendszer szerinti szabványos mértékegység azonban mol/kg. Ha bevezetjük a mólnyi töltés fogalmát, azt kapjuk, hogy 1 cmol / kg-nyi kationcsere képesség megegyezik 1 mgeé / 100 g talaj kationcsere képességgel, így a gyakorlat továbbra is a mgeé / 100 g talaj megnevezést használja.

Az aktív helyek egy részét a kicserélhető  $\text{Ca}^{++}$ -,  $\text{Mg}^{++}$ -,  $\text{K}^+$ - és  $\text{Na}^+$ -ionok, ún. bázisionok foglalják el. A bázis ionok által elfoglalt helyet a kicserélhető bázisok összes mennyiségének nevezzük és S-értékkel jelöljük. A bázisionok által el nem foglalt adszorpciós helyek mennyiségét (T-S) telítetlenségnek nevezünk. E három jellemzőt 100 g talajra vonatkoztatva  $\frac{1}{z^x}$  X mol- ban fejezzük ki, ahol  $z^x$  a megfelelő X bázision egyenértékszám. Tetszőleges kettő ismeretében a harmadik kiszámítható.

A talajok kationcserélő képességének (T-érték), kicserélhető kationjainak (S-érték) és a telítetlenség (T-S-érték) meghatározására a talajtani gyakorlatban számtalan módszer terjedt el. Ezek nem minden esetben adnak azonos eredményt ezért értékeléskor célszerű az alkalmazott módszert is feltüntetni.

A talajok kicserélhető kationjainak meghatározása a módosított Mechlich-féle eljárással

A hazai talajtani gyakorlatban a kicserélhető kationok meghatározására leginkább a Mechlich-féle módszer terjedt el. A következőkben ezt ismertetjük. A módszer lényege, hogy a kicserélhető kationokat 8,1 pH-értékre beállított 0,1 mol/l-es  $\text{BaCl}_2$ -oldattal kiszorítjuk a talajból. A kicserélőoldatot analitikai tisztaságú kvarc homokot tartalmazó talajoszlopon szivároztatjuk át, oly módon, hogy a talaj és a kicserélőoldat aránya 1 : 25 legyen, illetve a kicserélés ideje 4 óra. A szilárd és a folyadékfázis elválasztása után az oldatból határozzuk meg a kicserélt fémionok mennyiségét. A  $\text{BaCl}_2$ -os kivonat készíthető rázatással vagy Schachschabel-cső segítségével, az alábbiakban az utóbbi módszert ismertetjük.

A meghatározás első lépéseként a Schachschabel-cső aljára Witte-féle porcelán lemezkét, majd erre szűrőpapír lapot helyezünk, s ezt megnedvesítve vízlégszivattyúval a porcelán lapra szivatjuk. A csőbe ezután 10 g analitikai tisztaságú kvarchomokot teszünk. Erre rakjuk a vizsgálandó talaj 5 g-ját 0,25-ös szitán történt átszitálás és légszárasszá történt kiszáritás után. Ezt a talajt 10 g finom kvarchomokkal összekeverjük, ha az Arany-féle kötöttségi szám 42 feletti (1:1 arányúnak kell lenni a keveréknek, ha a kötöttség 42-nél kisebb). Az anyagra ezt követően ismét 10 g kvarchomokot teszünk, s a csövet gumidugóval lezárjuk. A dugó furatába a két végén vattával bedugott nátronmeszes csövecskét helyezünk, azért, hogy az ionkicserélő oldattal a levegő széndioxidja ne érintkezessen. A cső kapilláris végére Mohr szorítóval ellátott gumicsövet illesztünk, hogy az átfolyó csapadék csepegési idejét szabályozni tudjuk. Ezután a talajra 100 cm<sup>3</sup> „A”-oldatot öntünk. (Az A-oldat elkészítése: 2000 cm<sup>3</sup>-es lombikban 90 cm<sup>3</sup> trietanolamint (1,126 sűrűségű) 1000 cm<sup>3</sup> desztillált vízzel felhígítunk, s addig adunk hozzá n HCl-t amíg az abból kivett próba fenolftalein indikátorral halvány rózsaszínt nem ad (pH 8,1, kb. 280 - 300 cm<sup>3</sup> sósav szükséges hozzá). Ezután az oldatot a jelig feltöltjük. Egy másik 2000 ml-es lombikban 100 g  $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ -t oldunk és azt desztillált vízzel a jelig feltöltjük. A két oldatot összeöntjük, az így készült oldat pH-ja 8,1, és a báriumkloridra nézve 0,2 normál. Ha az oldat pH-ja más lenne mint 8,1, akkor azt báriumhidroxiddal ( $\text{Ba}(\text{OH})_2$ ), vagy sósavval beállítjuk.) Ezzel az oldattal 4 órán keresztül átmoszuk a talajt. Az átmosás idejét a gumicsövön lévő Mohr-szorítóval tudjuk szabályozni. (Ezután  $\text{BaCl}_2$  oldatot (B-oldat) készítünk úgy, hogy 24,43 g  $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ -t 1000 cm<sup>3</sup>-es mérőlombikban desztillált vízben oldunk, majd jelig feltöltjük). Az

A-oldattal való átmosás után, 25 cm<sup>3</sup> B-oldattal is átmoszuk a talajunkat, majd végül 125 cm<sup>3</sup> kiforralt desztillált vízzel is átmoszuk, s a szüredéket 250 cm<sup>3</sup>-es lombikba felfogjuk. Az így kapott oldatból határozzuk meg a kicserélhető kationokat. A kationok meghatározása, a rendelkezésre álló eszközöknek és a vizsgálni kívánt elemnek megfelelően komplexometriás (Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>), lángfotometriás (Ca<sup>++</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>), illetve atomabszorpciós spektrometriás (Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>) módszerrel történhet, megfelelő előkészítés után. Tekintettel arra, hogy az előkészítés és a mérés végrehajtása elem és műszer specifikus, az egyes módszereket külön nem ismertetjük. Végezetül az egyes kationok összegéből számítjuk ki az S-értéket az alábbiak szerint:

$$S = \frac{Ca^{++}mgeé}{100 g talaj} + \frac{Mg^{++}mgeé}{100 g talaj} + \frac{Na^{+}mgeé}{100 g talaj} + \frac{K^{++}mgeé}{100 g talaj}$$

A Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> ionok mennyiségét az S érték %-ában is megadjuk 100 g talajra vonatkoztatva.

A talajok kationcserélő kapacitásának meghatározása módosított Mechlich-féle eljárással

A kationcserélő kapacitást a Ba<sup>++</sup>-ionokkal telített talaj Ba<sup>++</sup>-ionjainak kicserélése útján határozzuk meg, oly módon, hogy a Ba<sup>++</sup>-ionokat lecseréljük. A kicserélőoldat 0,1 molos CaCl<sub>2</sub>-oldat.

A Schachtschabel-csőben lévő talajokat a korábban ismertetett módon Ba<sup>++</sup>-ionokkal telítettük, miközben a kicserélhető kationokat meghatároztuk. A telítés után átmosott oszlopra 125 cm<sup>3</sup> 0,1 mol/l-es CaCl<sub>2</sub> oldatot adagolunk úgy, hogy az oldat az oszlopon négy óra alatt szivároгjon át. Az átszivárgás sebességét Mohr-szorító segítségével tudjuk szabályozni. A lecsepegő oldatot egy 250 cm<sup>3</sup>-es mérőlombikban fogjuk fel. A Ca<sup>++</sup>-mal való telítés után, az oszlopot desztillált vízzel is átmoszuk, oly módon, hogy a lecsepegő összes folyadék mennyisége megközelítőleg 250 cm<sup>3</sup> legyen. Eztán a normál lombikot jelre töltjük desztillált vízzel, majd 50 cm<sup>3</sup>-t kipipettázunk belőle, hogy a további reagenseknek elegendő helye legyen. A mérőlombikban visszamaradt oldatot néhány csepp koncentrált NH<sub>4</sub>OH-dal meglúgosítjuk, majd hozzáadunk 25 cm<sup>3</sup> 0,067 mol/l-es K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub>-ot és desztillált vízzel jelre töltjük. A lombik tartalmát 2 – 3 óráig állni hagyjuk, majd leszűrjük. A szüredékből 50 cm<sup>3</sup>-t kipipettázunk egy titráló lombikba. A szűrlethez 13 cm<sup>3</sup> 10 %-os H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-at és 1 g szilárd KI-ot adunk hozzá. Sötét helyen néhány percig állni hagyjuk, majd a kivált jódot 1 %-os keményítőindikátor mellett 0,1 mol/l-es Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> mérőoldattal megtitráljuk. Vakpróbát is készítünk 150 cm<sup>3</sup> desztillált vízzel.

Az eredmény számítása:

$$T = (a - b) f 0,0667 125$$

$$T = 8,334 f (a-b)$$

ahol

T	a talaj kation-kicserélő képessége mgeé/100 g talaj,
a	az 50 cm <sup>3</sup> vakoldatra fogyott 0,1 mol/l-es Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> mérőoldat cm <sup>3</sup> -einek száma
b	az 50 cm <sup>3</sup> talajkivonatra fogyott 0,1 mol/l-es Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> mérőoldat cm <sup>3</sup> -einek száma
0,00667	1 cm <sup>3</sup> 0,1 mol/l-es Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> mérőoldatnak megfelelő Ba <sup>++</sup> mgeé
f	a mérőoldat hatóértéke.
125	átszámítási faktor a 100 g talajra való átszámításhoz.

A telítettségi és a telítetlenségi százalékok számítása

A talaj kation kicserélő képességéből (T) és kicserélhető kationok mennyiségéből (S) számítható a telítettség (V) és telítetlenségi (U) százalékok az alábbiak alapján:

$$V_{\%} = \frac{S}{T}; \quad U_{\%} = 100 - V_{\%}$$

Ha a  $V_{\%} > 80 \%$  akkor a talaj telített, ha 50-80 közötti, akkor telítetlen ill. gyengén telített, ha pedig  $V_{\%} < 50 \%$ , akkor erősen telítetlen a talaj. A gyengén lúgos kémhatású talajok telítettek ( $T=S$ ). Az adszorbeált kationok mennyiségét az S-érték %-ban is megadjuk. Ennek alapján a talajokat 4 csoportba oszthatjuk. A magnéziumtalajok esetén az adszorbeált kationok között a  $Mg^{++}$ -ion mennyisége meghaladja a 30 S %-ot. A nátriumtalajok esetén (szikes talaj) a kicserélhető  $Na^{+}$ -ion tartalom meghaladja az 5 S %-ot. Hidrogéntalajoknál a V % (telítettség százalék) kisebb 80 %-nál. Kalciumtalajoknál a V % nagyobb 10 %-nál, és a kicserélhető kationok közül a  $Mg^{++}$ -ion kevesebb 30 %-nál, a  $Na^{+}$ -ion pedig 5 %-nál. Az alábbiakban megadjuk néhány talajtípus adszorpciós viszonyainak átlagos adatait:

18. táblázat Néhány talajtípus adszorpciós viszonyainak átlagos adatait

Talajtípus	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	S	T	V %
	S %-ban				mgeé/100 g t.		
Mészlepedéskes csernozjom	80	16	3	1	40	40	100
Réti szolonyec	47	25	3	25	52	52	100
Réti talaj	63	32	2	3	45	56	80
Barnaföld	80	17	2	1	26	35	75
Savanyú barna erdőtalaj	61	36	2	1	14	40	35

#### 2.4.5. Szikes talajok vizsgálata

Szikes talajoknál a talaj tulajdonságaiban a vízben oldható sók döntő szerepet játszanak. A talajoldatban legnagyobb mennyiségben Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> kationok, és Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> anionokkal alkotott sói fordulnak elő. A talajoldat sószerkezete a málló kőzet összetételétől, a mállási folyamat természetétől, a sók migrációja során bekövetkező reakcióitól, s a kívülről műtrágyázással bevitt sók mennyiségétől és minőségétől függ. A talajok sótartalmában, így a szikes talajok tulajdonságaiban már igen kis távolságon belül is nagy változatosság fordulhat elő. A mintavételi helyek kijelölésénél a szükséges mintaszám meghatározásánál a legnagyobb körültekintéssel kell eljárni. Mezőgazdaságilag nem művelt területek esetében nagy segítséget jelent a természetes növénytakaró figyelembevétele

Szikes talajok esetén a laboratóriumi vizsgálatok az alapvizsgálatokon túl kiterjednek a vízben oldható összes só mennyiségének meghatározására és a szódában kifejezett fenoltaleinlúgosság minőségi és mennyiségi meghatározására is. E két paraméter az alapja a szikes talajok különböző osztályozásainak.

#### A vízben oldható összes sótartalom meghatározása

A talajok sótartalma általában kevés. A sók oldhatóságuk fordított sorrendjében válnak ki. A talajok vízben oldható sótartalmának mennyiségi és minőségi meghatározása mindenütt fontos, ahol a talaj sókészlete egy bizonyos értéket meghalad, vagy ennek lehetősége valószínűsíthető (pl. öntözött területen). Talajok vízben oldható összes sótartalmának meghatározására több módszer alkalmazható. A talajoldatban oldott sók mennyisége függ a talaj : víz arányától (oldhatóság, adszorpciós izotermák). Mennyiségi összehasonlításra csak azonos vizsgálati módszerrel, azonos körülmények között kapott eredmények alkalmasak.

A sótartalmat leggyakrabban elektromos vezetőképesség mérésével határozzuk meg, ami gyors és a gyakorlati igényeket kielégítő módszer. A talaj vezetőképességét a vízben oldható sók mennyisége, a nedvességtartalom, a talaj hőmérséklete és a sók minősége is befolyásolja. A hazánkban meghonosított módszer a képlékenység felső határáig vízzel telített talajpép - lásd Arany-féle kötöttségi szám meghatározása - vezetőképességét méri, figyelembe veszi a talajpép hőmérsékletét és elhanyagolja a sóösszetétel-különbségekből eredő hibát. A pép készítésekor a talaj sói oldhatóságuknak megfelelően oldatba mennek, ionjaikra disszociálnak. A vezetőképesség mérését ellenállásmérésre vezetjük vissza, a méréshez konduktométert használunk. A sótartalmat g/100 g talajban adjuk meg.

A vízben oldható összes sótartalom meghatározása során, az Arany-féle kötöttségi szám meghatározásánál részletezett módon a képlékenység felső határáig vízzel telített talajpépet készítünk, majd pépbe ismert cellaállandójú merülő elektródot helyezünk. Leolvassuk a talajpép ellenállását ohm-ban vagy vezetőképességét mili-siemensben (mS) és megmérjük a pép hőmérsékletét. Az ellenállásból a fajlagos vezetőképesség az alábbi képlet segítségével számítható:

$$W = C/R,$$

ahol

W az oldat fajlagos vezetőképessége  
C a mérőcella kapacitása  
R az oldat ellenállása.

Ezt követően a vezetőképességet sótartalomra kell átszámítani. Ehhez kalibrációs táblázatot használunk, amely értékeit itt most nem ismertetjük.

A magyar talajtani gyakorlatban igen elterjedten alkalmazzák a Sigmond-féle cellát, amit az összes só meghatározásához fejlesztettek ki. Az ehhez kapcsolódó, az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében kialakított hordozható konduktométer segítségével a vízdoldható sótartalom a készülékre erősített nomogramról közvetlenül leolvasható. A Sigmond-féle cella egy pontosan megmunkált, henger alakú plexi edény, melynek falában egymással szemben helyezkedik el a két fémelektrod. Itt a cellát kell talajpéppel megtölteni. E cella alját a buborékok eltávolítása céljából - töltés közben - valamilyen rugalmas, puha tárgyhoz, pl. gumidugóhoz ütögetjük. A talaj fölöslegét a cella tetejéről eltávolítjuk, majd a cella falát szárazra töröljük. A talajpép ellenállását, illetve vezetőképességét bármilyen erre alkalmas készülékkel, illetve az előbb említett hordozható konduktométerrel határozhatjuk meg, utóbbi esetén a sótartalom közvetlenül leolvasható, így nincs szükségünk számítások végzésére.

### **Szódalúgosság meghatározása**

Szikes talajokban valamennyi sót, amelyik fenolftalein-lúgosságot mutat, szóda néven foglaljuk össze. A szóda, a nátrium-metaszilikát, a nátrium-aluminát vízben lúgosan hidrolizál,

NaOH keletkezik. Gyenge fenolftalein-lúgosságot okoz még a talaj kicserélhető  $\text{Na}^+$ -ion tartalma és kis mértékben a finom eloszlású mész is. A szódatartalom bizonyos növények termelésének lehet a korlátozó tényezője, de a természetes vegetáció összetételére is jelentős hatással van. A vizsgálati módszer csak azonos körülmények között végrehajtva ad összehasonlításra alkalmas értéket.

A szódatartalmat minőségi és mennyiségi vizsgálattal adhatjuk meg. A minőségi meghatározásnál 2 g talajt mérünk be kémcsőbe, amihez 15 ml kiforralt desztillált vizet és 2 - 3 csepp fenolftalein indikátort adunk. A kémcsövet bedugaszoljuk és jól összerázzuk. Amennyiben a szuszpenzió az indikátor hatására lila elszíneződésű lesz, a talaj szódás. A lila színű oldatra ezután bürettából 2 csepp  $\text{KHSO}_4$  oldatot cseppentünk. Ha az anyag elszíntelenedik, akkor a szóda csak nyomokban van jelen, ha nem színtelenedik el akkor a mennyiségi meghatározást el kell végezni.

A mennyiségi meghatározáshoz 20,00 g légszáraz talajmintát fehér porcelántálba mérünk. Hozzáadunk 200 ml kiforralt desztillált vizet és 1 ml 1 %-os fenolftalein-indikátort. A szuszpenziót üvegbottal felkeverjük, 5 percig állni hagyjuk, majd a szuszpenzió felszínét keverve 0,1 mol/l-es  $\text{KHSO}_4$ -oldattal vagy 0,1 mol/l-es HCl-oldattal a lila szín eltűnéséig gyors ütemben megtitráljuk. Összehasonlító színmintaként 2 g talaj és 20 ml víz kis porcelántálba helyezett szuszpenzióját célszerű használni.

A fenolftalein-lúgosságot  $\text{NaCO}_3$  g/ talajra, illetve % a következő összefüggés alapján számítjuk ki:

$$A = \left( \frac{V \cdot f \cdot 10,610 \cdot 10^{-3}}{20} \right) * 100, \text{ ahol}$$

V 20 g talaj fenolftalein-lúgosságának titrálására fogyott mérőoldat ml-e,  
f a mérőoldat határértéke ( $10,61 \cdot 10^{-3}$  g  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -ot mér 1 ml mérőoldat)  
(Az 53-as szorzóra azért van szükség, mert 1 ml 0.1 n  $\text{KHSO}_4$  oldat 10.6 mg szódával egyenértékű, s 20 g talajt mérünk be, s az eredményt még 5-tel szorozni kell)

#### 2.4.6. A talaj szerves-anyag tartalmának meghatározása

A meghatározás elve: a talaj szerves anyagát krómsavas oxidációval elroncsoljuk. A változatlanul maradt króm-kénsav mérésével a fogyott oxidálószerrel egyenértékű szerves kötésű C mennyiségét kiszámítjuk

A meghatározás menete: a talajt 1 mm-es szitán átszitáljuk. Kb. 10-20 g-ot az átszitált talajból sima fehér papírlapon szétterítünk, nagyítóval és csipesszel a látható növénymaradványokat eltávolítjuk a talajból. Ezután a talajt porcelánmózsárban finomra porítjuk, és 0,25 mm-es szitán átszitáljuk. Egy 8-10 cm élhosszúságú, négyzet alakú sima papíron a következő mennyiségeket mérjük be a várható humusztartalomtól függően:

1-2 % humusztartalom esetén	1-0,5 g
2-4 % humusztartalom esetén	0,5-0,2 g
4-7 % humusztartalom esetén	0,2-0,15 g
7-10 % humusztartalom esetén	0,15-0,10 g
10-15 % humusztartalom esetén	0,1 g

12-15 % humusztartalom felett Tyurin-módszerrel már nem tudjuk a humusztartalmat meghatározni, ilyenkor izzítási veszteség alapján számítjuk a talaj szerves-anyag tartalmát.

A bemért talajt 100 cm<sup>3</sup>-es Erlenmeyer-lombikba visszük. Hozzáadunk 10 cm<sup>3</sup> K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> oldatot, és 0,1 g Ag<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-ot. Az Erlenmeyer-lombikba tölcseért helyezünk, és erre félig vízzel telt 50 cm<sup>3</sup>-es főzőlombikot teszünk. Elektromos főzőlapon a lombikot melegítjük és a tűfejnyi első forrási buborékok megjelenésétől számítva 5 percig forraljuk. Ha forrás közben az oldat teljesen megzöldül, illetve ha a forralás befejezésekor semmiféle sárgás színárnyalatot nem mutat, újabb 10 cm<sup>3</sup> bikromát-oldatot adunk hozzá és a forralást megismételjük.

A roncsolás befejezése után az elegyet lehűlni hagyjuk, és a tölcse szárát lemoszuk. A roncsolatot átvisszük 250 cm<sup>3</sup>-es Erlenmeyer-lombikba, ionmentes vízzel 150-160 cm<sup>3</sup>-re hígítjuk. A tölcseért kivéve, az elegyhez 8-10 csepp tömény H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>-at és 2-3 csepp kénsavas difenilamin indikátort adunk. Az indikátor becseppentése után erélyesen megrázogatva az oldatot megfigyeljük, hogy a kialakult szín ibolyáskék árnyalatú-e. Ha szükséges, további 1-2 csepp indikátort teszünk hozzá. A piszkos ibolyáskék színű oldatot Mohr-sóval megtitráljuk. A difenilamin a bikromát jelenlétében difenilbenzidin-ibolyává alakul át, melynek élénk ibolyáskék színe a titrálás alkalmával egyre jobban látszik. A titrálás kezdetén még jelen van a bikromát narancssárga színe, és Mohr-sóval való redukálással egyre inkább a zöldes színárnyalatú krómsók és a Mohr-só zöldes színe kerül előtérbe. Ezek azonban mindaddig, amíg csak 1 csepp bikromátfölösleg jelen van, nem láthatók, mert a difenilamin erős kék színe ezeket elfedi. A kezdetben vörösesibolya színárnyalatú elegy egyre határozottabban kékké válik, majd közvetlenül a végpont előtt tintakék színbe megy át, mely akár egy fél csepp Mohr-só hozzáadásától hirtelen átcsap zöldbe. A difenilamin-indikátor színe ekkor eltűnik, és az oldat színét a krómi- és ferroionok által előidézett halványzöld szín határozza meg. A foszforsav hozzáadásával akadályozzuk meg, hogy a vasionok zavarják az indikátor átcsapását (foszforsav a Fe<sup>3+</sup>-ionokat folyamatosan, komplex alakban kötik meg).

A Mohr-só faktorát mindig a meghatározással teljesen azonos körülményeket teremtve (ugyanakkora lombikban, ugyanolyan hígítási viszonyok és indikátormennyiség) határozzuk meg. A jól készített mérőoldatok esetén 10 cm<sup>3</sup> K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> mérőoldatra 22,5 cm<sup>3</sup> Mohr-só szokott fogyni.

Difenilamin helyett ferroit is használhatunk indikátorként. Átcsapáskor a szín kékeszöldből vöröseslilába megy át.

Számítás:

$$H\% = \frac{(A - 0,5B \cdot f) \cdot 0,002068}{b} * 100, \text{ ahol}$$

A = a bemért K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-oldat mennyisége cm<sup>3</sup>-ben,

B = a titrálásnál fogyott Mohr-só cm<sup>3</sup>-ben,

f = a Mohr-só faktora (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-oldatra faktorozzuk),

b = a bemért talaj tömege

### A humusz minőségének jellemzése

A különböző talajok humusza közötti minőségbeli eltérések egyszerűen kimutathatók a belőlük készített humuszkivonatok fényelnyelésének mérésével. A fényelnyelés jellemzésére szokásosan az extinkciót használják:  $E = \log(I/I_0)$ , ahol  $I_0$  = az oldatba lépő, I = a kilépő fény intenzitása.

A humuszoldatok fényelnyelési görbéje általában monoton lefutású, 200-700 nm között nem tapasztalható jellemző elnyelési maximum, s a belépő hullámhosszúságnak csökkenésekor növekszik a kivonat (pl. NaHNO<sub>3</sub>-os) fényelnyelése. A konkrét méréseket, az UV-tartományban többnyire 250 nm körül, a látható tartományban pedig 460-660 nm hullámhosszúságú fény alkalmazásakor mért extinkciók hányadosának ( $E_4/E_6$ ) értéke jellemzi. Ha az  $E_4/E_6$  nagy (7-8, vagy nagyobb), a relative kis molekulájú fulvo- és huminsavak dominálnak, ha viszont 3 és 5 közötti a hányados, akkor a nagyobb molekulájú, jobb minőségű huminsavak vannak túlsúlyban.

Hargitai egy másik megoldást javasolt. Feltételezte, hogy híg NaOH-os kezeléssel a könnyebben oldható, gyengébb minőségű humuszkomponenseket lehet kivonni a talajból, a jó minőségű szerves anyagokat viszont 1 5-os NaF-dal lehet oldatba vinni. Így a fenti két kivonószerezrel kapott humuszoldat fényelnyelése is felhasználható a humusz minőségének jellemzésére. A humuszanyagok stabilitását kifejező stabilitási koefficiens (K) úgy kapjuk, hogy a NaF-os oldat extinkcióját ( $E_{NaF}$ ) osztjuk a NaOH-os szűrlet extinkciójának ( $E_{NaOH}$ ) és a talaj humusztartalmának (Hu%) szorzatával:

$$K = \frac{E_{NaF}}{E_{NaOH} \times Hu \%}$$

A meghatározás menete: A légszáraz talajt 1 mm-es szitán átszitáljuk, és papíron nagyító és csipesz segítségével a durva növényi maradványoktól megtisztítjuk (kivételt azok a meghatározások képeznek, amelyekben nyers avarszinteket, illetve nyers humuszos képződményeket vizsgálunk). A szerves maradványoktól megtisztított talajt 0,25 mm-es szitán átszitáljuk, és ebből 2-2 g-ot két nagyobb kémcsőbe bemérünk. Az egyik kémcsőben levő talajra 20 cm<sup>3</sup> 1%-os nátrium fluorid-oldatot töltünk, a másik kémcsőben lévő mintára 20 cm<sup>3</sup> 20 5-os NaOH-oldatot. A kémcsőveket bedugaszolva, azok tartalmát jól összerázzuk, nehéz mechanikai összetételű talajoknál különösen ügyelve arra, hogy ne maradjon száraz talaj a kémcső alján. 3-5 perc erélyes rázogatós után a kémcsőveket állványra helyezzük. 48 órai állás után a kémcsővek tartalmát analitikai szűrőpapíron leszűrjük. Nagy agyagtartalmú, vagy szikes talajoknál előfordulhat, hogy rendkívül nehéz a szűrés. Ebben az esetben 4000 fordulat/perc sebességgel 15 percig centrifugáljuk a szuszpenziót, és az oldatot a talajról dekantáljuk.

Az előkészített oldatok színéből már következtethetünk az esetleg szükséges hígításokra. A kémcsőben teljesen átlátszatlan oldatok kétszeres, ötszörös, esetleg tízszeres hígításra szorulnak. Olyan hígítást alkalmazunk, hogy a mérendő extinkciók lehetőleg ne haladják meg a 2-es értéket, de a leghosszabb hullámhossznál, 750 nm-nél ne süllyedjen lényegesen 0,1 alá.

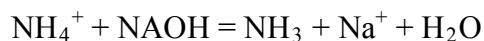
A gyakorlatban célszerű a két oldószerezrel kapott kivonat extinkcióját több hullámhosszúságon (400-750 nm között) megmérni, és a stabilitási koefficiens külön-külön kiszámítani. Mivel a kapott adatok kis mértékben szórnak, a talajra jellemző értéket a koefficiensek átlaga adja.

Minél nagyobb a K, annál jobb minőségű a humusz. csernozjom talajoknál ~ 10-100, erdőtalajoknál ~ 0,1-1,0, szikes talajoknál pedig ~0,001-0,1 a K értéke.

#### 2.4.7.A talaj ásványi nitrogéntartalmának meghatározása



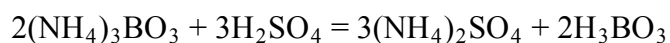
A talajból híg sóoldattal történő kioldással (KCl) kivonatot készítünk, majd a kivonatot  $\text{NH}_4^+$  és  $\text{NO}_3^-$  tartalmát Parnas-Wagner vízgőzdesztilláló készülékben határozzuk meg. A kivonatban lévő ammónium sókból lúgosítással felszabadítjuk az ammóniát:



A készülékben lecsepegő  $\text{NH}_4\text{OH}$ -t a szedőlombikban lévő bórsavban fogatjuk fel (az  $\text{NH}_4\text{OH}$  bomlékonysága miatt):



A kénsavas titráláshoz olyan indikátort használunk, amely gyengén savas tartományban csap át, mivel az ammóniumborát elfogytával a kénsavfelesleg hatására hirtelen csökken a pH:



A kivonatban nitrát formájában jelen lévő N-t  $\text{Fe}^{2+}$  ionokkal redukáljuk  $\text{NH}_4^+$ -á  $\text{Cu}^{2+}$  ionok jelenlétében, amelyek a folyamatot katalizálják. Hogy mind a  $\text{NO}_3^-$ -N-t, mind az  $\text{NH}_4^+$ -N-t meg tudjuk határozni egy mintával két desztillációt kell végezni. Először csak az  $\text{NH}_4^+$ -N-t határozzuk meg, majd az  $\text{NO}_3^-$ -N +  $\text{NH}_4^+$ -N-t. A kettő különbsége a  $\text{NO}_3^-$ -N mennyiségét adja.

A meghatározás menete: KCl-os oldat készítése: 40 g talajt cg pontossággal gyorsmérleggel lemérünk, műanyag rázóedénybe töltjük, majd mérőhengerrel  $100 \text{ cm}^3$  5-os KCl oldatot öntünk rá. Lezárás után 1 órán keresztül forgó rázógéppel rázatjuk. Rázatas után a talajszuszpenziót leszűrjük.

$\text{NH}_4^+$  -N tartalom meghatározása: a desztilláló lombikba  $20 \text{ cm}^3$  szűrletet pipetázunk, hozzáadunk  $6 \text{ cm}^3$  33 5-os NaOH-t, majd kevés desztillált vízzel utána öblítünk. A csipeszekkel a megfelelő helyeken elzárjuk a rendszert. A szedőlombikba  $20 \text{ cm}^3$  1,5 %-os bórsavat és 1-2 csepp keverékindikátort teszünk, majd a hűtő kifolyócsövének csonkja alá tesszük és a gőzfejlesztő lombik alatti gázegő meggyújtásával elkezdjük a desztillációt. A desztillálás időtartama kb. 10 perc.

A zöld színű desztillátumot 0,005 M-os  $\text{H}_2\text{SO}_4$  oldattal megtitráljuk kékesszürke színig (titrálás esetén lila színű). A fogyásból kiszámítjuk a talaj  $\text{NH}_4^+$  -N tartalmát.

**$\text{NO}_3^-$  -N tartalom meghatározása:** A desztilláló lombikba  $20 \text{ cm}^3$  szűrletet pipetázunk, hozzáadunk  $10 \text{ cm}^3$  20 %-os  $\text{FeSO}_4$  és  $1 \text{ cm}^3$  10 %-os  $\text{CuSO}_4$  oldatot. Ezt követően kevés desztillált vízzel leöblítjük és hozzáadjuk a  $6 \text{ cm}^3$  33 %-os NaOH-ot, és ismét kevés desztillált vízzel utána öblítünk. A csipeszekkel a megfelelő helyeken elzárjuk a rendszert. A szedőlombikba  $20 \text{ cm}^3$  1,5 5-os bórsavat és 1-2 csepp keverékindikátort teszünk, majd a hűtő kifolyócsövének csonkja alá tesszük és a gőzfejlesztő lombik alatti gázegő meggyújtásával elkezdjük a desztillációt. A desztillálás időtartama kb. 10 perc. A zöld desztillátumot 0,005 M-os  $\text{H}_2\text{SO}_4$  oldattal kékesszürke színig (túltitrálás esetén lila színű). A fogyásból kiszámoljuk a talaj  $\text{NH}_4^+$  -N-t +  $\text{NO}_3^-$  -N tartalmát.

#### 2.4.8.A talaj ammónium-laktátos-oldható P- és K-tartalmának meghatározása

A talajok tápelem-tartalmának jellemzésére a legtöbb esetben az úgynevezett „könnyen oldható” tápelem-tartalmi vizsgálatok terjedtek el. Ennek alapvető oka az, hogy ezek a vizsgálatok jobban bemutatják azt a tápelem mennyiséget, amely a növények számára rendelkezésre áll, azaz a felvehető. A tápelemek egy része a talajban olyan formában van, amit a növények nem képesek közvetlenül hasznosítani, ha ezek mennyiségét is beszámítanánk a talaj felvehető tápelem készletébe, nem kapnánk valós adatot.

### **A talaj könnyen oldható foszfortartalmának meghatározása**

A talaj könnyen oldható foszfor- és káliumtartalmát azonos ammónium-laktátos (AL) kivonattal határoztuk meg. Foszfor esetén a meghatározást kolorimetriás módszerrel végeztük el. Ennek során AL-oldattal talajkivonatot készítünk, majd az oldat foszfortartalmát olyan kémiai reakcióba visszük, melynek terméke színes és megfelelő hullámhosszúságú fénynél az oldat fényelnyelése és foszfortartalma között a Lambert-Beer törvény szerinti arányosság érvényes. A fényelnyelést (extinkciót) megfelelően felépített fotométerrel határozzuk meg.

A foszfortartalom meghatározása során 5 g légszáraz talajmintát táramérlegben 250 ml-es rázólabdikba mérünk. Pipettával hozzáadunk 100 ml hígított AL-oldatot és 2 óráig rázatjuk. Ezután foszfor- és kálium-mentes szűrőpapíron leszűrjük. A szűrletből végezzük a könnyen oldható foszfor-, illetve kálium tartalom meghatározását. A talajkivonat szűrletéből 20 ml-t száraz 50 ml-es normállabdikba pipetázunk, majd a labdikot – tartalmát közben többször összerázva – kénsavas ammónium-molibdenát-oldattal jelig töltjük, összerázzuk, és 2 ml ón-klorid-aszkorbinsav-oldatot pipetázunk rá, és ismét összerázzuk. 30 perc után és 16 órán belül mérjük a kékszínű komplex fényelnyelő képességét 660 nm hullámhosszúságú fényben.

A fotométeres meghatározáshoz ismert foszfortartalmú kalibráló oldatokat is készítünk. A kalibráló oldatokat ugyanúgy kezeljük, mint a mintaoldatokat. Miután a kalibráló oldatok elkészültek, az egyes fotométerek kezelési útmutatójában lévő módszereknek megfelelően, beállítjuk a készüléket és felvesszük a kalibrációs görbét. Ezen a műszeren leolvasott jelekhez ismert foszfortartalom tartozik. A kalibrációs görbe meghatározás után van lehetőségünk arra, hogy az ismeretlen foszfor koncentrációjú oldatok foszfor tartalmát, így a talaj könnyen oldható foszfor tartalmát meghatározzuk. Megjegyezzük, hogy a mai készülékek nagy része, a kalibrációs görbét maga szerkeszti, így megfelelő beállítás esetén közvetlenül le tudjuk olvasni a koncentrációt. Ha erre nincs lehetőségünk célszerű a kalibrációs görbét számítógépen megszerkeszteni. Az eredményt mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/100 g talaj formátumban adjuk meg, feltüntetve, hogy AL (ammónium-laktát)-oldható foszfortartalomról van szó. Az egyes talajok AL-oldható foszfortartalmát az alábbiak szerint értékelhetjük (Sarkadi nyomán, cit. In. Stefanovits 1992.) Az aktuális határértékek a Tápanyag-gazdálkodás (Füleky (szerk) 1999.) találhatóak meg.

19. táblázat Az egyes talajok AL-oldható foszfortartalma

Oldható foszfortartalom Értékelése	AL-oldható foszfortartalom (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/100 g talaj)		
	Agyagos talajok	Vályogtalajok	Laza homoktalajok
Igen kevés	< 2	3	5
Kevés	3-5	4-7	6-10
Mérsékelten közepes	6-8	8-12	11-16
Jó közepes	9-12	13-18	17-25
Sok	13-18	19-25	26-35
Igen sok	> 19	26	36

**A talaj könnyen oldható káliumtartalmának meghatározása**

A könnyen oldható káliumot a könnyen oldható foszfor meghatározásához készített talajkivonatból határozzuk meg emissziós lángfotometriával. Az alkalmazott készülék lehet lángfotométer, vagy atomemissziós spektrofotométer. Mindkét készülék esetén a vizsgálandó oldatot finom permet formájában acetilén-levegő (vagy propán-levegő) lángba juttatjuk, ahol az oldat bepárlódik és az oldott sók pedig a láng hőmérsékletén atomjaikra esnek szét. A láng hőmérséklete elegendő ahhoz, hogy az alkálifémek atomjainak bizonyos hányadát gerjessze. A gerjesztésnél nyert energiátöbblet leadás az atomra jellemző hullámhosszú foton emissziójával jár. A lángemissziós színekép káliumra jellemző vonalának intenzitását – egyebekben változatlan paraméterek mellett – a lángba porlasztott oldat kálium-koncentrációja határozza meg. Ismeretlen koncentrációjú oldatok esetében mérhető lángemissziós intenzitást ismert koncentrációjú oldatokéval összevetve az ismeretlen kálium-koncentráció meghatározható.

A meghatározását a foszfor vizsgálatánál ismertetett módon elkészített AL-kivonatból végezzük. Első lépésként ismert kálium koncentrációjú oldatból, a mintához hasonló módon eljárva kalibráló oldatokat készítünk. A műszer megfelelő (típustól függő) beállítása után, megmérjük a kalibráló oldatok egyes tagjainak intenzitását, majd megszerkesztjük a kalibrációs görbét (ha a gép azt automatikusan nem szerkeszti meg). Ezután az ismeretlen koncentrációjú minták intenzitását mérjük meg. Az intenzitás ismeretében a kalibrációs görbe segítségével számolható a minták AL-oldható káliumtartalma, amit mg K<sub>2</sub>O/100 g talaj formátumban szoktunk megadni, és az alábbiak szerint értékelhetjük. Az aktuális határértékek a Tápanyag-gazdálkodás (Füleky (szerk) 1999.) találhatóak meg.

20. táblázat Az egyes talajok AL-oldható káliumtartalma

Oldható káliumtartalom értékelése	AL-oldható káliumtartalom (K <sub>2</sub> O mg/100 g talaj)		
	Fizikai talajféleség		
	Homok	Vályog	agyag
Igen kevés	< 5	< 7	< 10
Kevés	6-10	8-12	11-16
Mérsékelten közepes	11-15	13-18	17-23
Jó közepes	16-20	19-24	24-29
Sok	21-25	25-30	30-35
Igen sok	> 26	> 31	> 36

**2.4.9. Vizes kivonat készítése**

500 cm<sup>3</sup>-es rázólabikba 80 g előkészített légszáraz talajt mérünk be. Hozzáadunk 400 cm<sup>3</sup> kiforralt és lehűtött ionmentes vizet. A szuszpenziót lezárjuk, majd 1 órára körforgós

rázógépben rázatjuk. A szuszpenziót leszűrjük.  $\text{pH} < 8,5$  esetén szűrőpapírral ellátott tölcseren keresztül száraz,  $500 \text{ cm}^3$ -es Erlenmeyer-lombikba szűrjük. A 8,5-nél nagyobb pH esetén Pasteur-Chamberlain szűrőt használunk. A szűrletet 2-3 csepp toluol vagy xylol hozzáadásával tartósítjuk.

#### 2.4.10. Telítési talajkivonat készítése

250 g előkészített talajt porcelántálba mérünk. Állandó keverés mellett addig adagolunk hozzá kiforralt ionmentes vizet, amíg a talajpép fényes, enyhén folyó, a keverőről szabadon lefolyó lesz. A talajpép készítéséhez fogyott víz mennyiségét feljegyezzük, és a talajpépet 6 óráig letakarva állni hagyjuk.

#### 2.4.11. A vízben oldható anionok és kationok meghatározása

A vízben oldható ionok meghatározása több szempontból fontos: a kapott eredményből következtethetünk a csapadékvízzel kimosódó anyagok mennyiségére, de megbecsülhető a növényi táplálkozás számára még hozzáférhető elemek nagyságrendje is. A víz kémhatása jelentős mértékben befolyásolja, hogy mennyi iont vesz fel a víz. Egyéb tényezők, pl. a más-más elemtartalom, befolyásolja a növények által felvehető mikro- és makrotápelemek mennyiségét. Az összehasonlító vizsgálatoknál a vízben oldódó ionok mennyisége tájékoztatást nyújt a talajok állapotáról. A vizes kivonatból a karbonát, a hidrokarbonát, a klorid és a szulfát anionokat, valamint a kálium, nátrium és a kalcium kationokat szoktuk meghatározni. Az első lépésben a vizes kivonatot készítjük el. A 2 mm-es szitán átszitált talajból 180 g-ot mérünk be egy félliteres lombikba, majd 400 ml desztillált vizet öntünk hozzá és 1 óráig rázógépen rázatjuk. A szuszpenziót rázatás után szűrőpapíron szűrjük. (A szikes talajok esetén Pasteur-Chamberlain szűrőt használunk 8-10 atmoszférai nyomás mellett).

Tiszta kivonatot nyerhetünk, ha a leülepedett szuszpenzió tiszta folyadék részét 500 ml-es centrifuga csövekben 1-2 órahosszat centrifugáljuk. Ezután a tiszta kivonatból határozzuk meg az ionokat.

#### 2.4.12. A karbonát- és hidrokarbonát-ionok meghatározása

Egy 250 ml-es Erlenmeyer lombikba 50 ml talajkivonatot pipetázunk (ez a mennyiség felel meg 10 g talajnak), amihez néhány csepp fenolftalein indikátort adunk. Amennyiben a kivonat színtelen marad, nincs benne  $\text{CO}_3^{2-}$  ion, ha vörös színű lesz, akkor 0,1 normál HCl-al megtitráljuk az elszíntelenedésig.

1 ml 0,1 n HCl 3 mg  $\text{CO}_3^{2-}$  - ionnal egyenértékű, ezért

$$\begin{aligned} \text{CO}_3^{2-} \% \text{ ion mgeé/100 g talaj} &= 2X * 100/a * 3,0 \\ \text{CO}_3^{2-} \text{ ion mgeé/100 g talaj} &= \text{CO}_3^{2-} \text{ ion mg} / E_{\text{CO}_3^{2-}}, \end{aligned}$$

ahol

X= a fogyott 0,1 n HCl ml,

a = titrálta oldatra vonatkozó talajsúly g-ban (10 g),

$E_{\text{CO}_3^{2-}}$  = a  $\text{CO}_3^{2-}$  ion egyenértéksúlya (30).

A közölt arány mellett a fogyott 0,1 n HCl ml-ben kifejezett mennyisége szorozva 2-vel, a 100 g talajban oldható  $\text{CO}_3^{2-}$  ion mennyiségét adja meg mgeé értékben.

A  $\text{HCO}_3^-$  ion meghatározása is az elkészített talajkivonatból történik. A fenolftalein elszíntelenedése után a talajoldathoz 2 csepp metilnarancs indikátort adunk, majd 0,1 n HCl-val narancssárga színig tovább titráljuk. 1 ml 0,1 n HCl 6,1 mg  $\text{HCO}_3^-$ -tal egyenértékű, ezért

$$\begin{aligned}\text{HCO}_3^- \text{ ion mg/100 g talaj} &= X - b * (100/a) * 6,1 \\ \text{HCO}_3^- \text{ ion mgeé/100g talaj} &= \text{HCO}_3^- \text{ mg /}E_{\text{HCO}_3^-},\end{aligned}$$

ahol

$b = 1/2 \text{ CO}_3$  ionra fogyott 0,1 n HCl,

$X =$  a metilnarancs mellett fogyott 0,1 n HCl ml,

$a =$  a titrált oldatra vonatkozó talajsúly g-ban (10 g),

$E_{\text{HCO}_3^-} =$   $\text{HCO}_3^-$  ion egyenértéksúlya (61).

A fenti arány mellett a metilnarancssal történt titrálásra elfogyott ml-ek számából kivonjuk a fenolftalein indikátor mellett titrált 0,1 n HCl ml-einek számát, megkapjuk a 100 g talajban lévő hidrokarbonátion mennyiségét mgeé-ben.

#### 2.4.13. A kloridion meghatározása

50 ml semlegesített talajkivonathoz 1 ml 10 %-os  $\text{K}_2\text{CrO}_4$ -et adunk indikátorként, majd az oldatot 0,1 n  $\text{AgNO}_3$ -al megtitráljuk a vörösbarna szín eléréséig. Egyidejűleg csapadék megjelenése is jelzi az átmenetet. 1 ml 0,1 n  $\text{AgNO}_3$  3,55 mg  $\text{Cl}^-$  ionnal egyenértékű. Az előbbieknél megfelelően a fogyott 0,1 n  $\text{AgNO}_3$  ml-einek száma adja a 100 g talajban lévő  $\text{Cl}^-$  ion mennyiségét mgeé-ben. (A 0,1 n  $\text{AgNO}_3$  17 g  $\text{AgNO}_3$  1000 ml-ben.)

#### 2.4.14. A szulfátion meghatározása

A talajoldatból ismét 50 ml-t mérünk ki, melyhez 10 %-os HCl-ot adunk és forrásig hevítjük. Még forró állapotban báriumkromát szuszpenziót adunk hozzá és 5 percig forraljuk. Forrás közben 10 %-os ammóniumhidroxiddal közömbösítjük, majd lehülés után az egészet 100 ml-es lombikba átmoszuk desztillált vízzel, s 100 ml-re felöntjük. Három óra állás után szűrjük és a tiszta szűrletből 50 ml-t 100 ml-es lombikba pipetázunk át, amihez 1 g szilárd káliumjodidot adunk. Titrálás előtt 10 ml 25 %-os sósavval megsavanyítjuk és a kivált jódot 0,1 n nátriumtioszulfáttal 1 %-os keményítőoldat jelenlétében megtitráljuk. 1 ml 0,1 n  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  3,202 mg  $\text{SO}_4^{2-}$ -ionnal egyenértékű. Ennek megfelelően:

$$\begin{aligned}\text{SO}_4^{2-} \text{ mgeé/100 g talaj} &= 0,1 \text{ n Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ fogyás} * 3,202 * 20/48, \\ \text{SO}_4^{2-} \text{ mgeé 100 g talaj} &= \text{fogyott Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ ml} * 1,33,\end{aligned}$$

A báriumkromát szuszpenziót az alábbiak szerint állítjuk össze:

29,45 g  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -et, 20 g  $\text{KHCO}_3$ -at, 750 ml desztillált vízben feloldunk. Ezután az oldatot forraljuk, hogy a  $\text{CO}_2$  eltávozzon. Közben 250 ml desztillált vízben 48,86 g kristályos  $\text{BaCl}_2$ -t feloldunk, s ezt a kihűlt kromát oldathoz öntjük. Az anyagot jól összekeverjük, leülepedés után a tiszta folyadékot leöntjük és annyi desztillált vizet adunk hozzá, hogy az oldat térfogata 500 ml legyen.

#### 2.4.15. A vízben oldható kationok meghatározása

A kationok meghatározása lángfotométerrel történik, acetilén – levegő gázelegyhez szükséges égőfejjel.

#### 2.4.16. Kalciumion meghatározása

Alapstandard oldat: 1000 ml-es mérőlombikba 5,004 g  $\text{CaCO}_3$ -ot és kevés koncentrált HCl-ot teszünk, s a jelig desztillált vízzel feltöltjük. A  $\text{CO}_2$  –ot forralással eltávolítjuk, majd az oldatot lehűtjük. A lehűlt oldatot ionmentes vízzel 1000  $\text{cm}^3$ -es mérőlombikba mossuk át és jelig töltjük. Elkészítjük a kalibráló oldatot, majd a  $\text{Ca}^{2+}$  koncentrációt a vizes kivonatból közvetlenül mérjük.

#### 2.4.17. Nátriumion meghatározása

Alapstandard oldat: 1000 ml-es mérőlombikba 5,845 g NaCl-t mérünk be, majd jelig desztillált vízzel feltöltjük. Az alapstandard oldatból elkészítjük a kalibráló oldatokat. A  $\text{Na}^+$  koncentrációt közvetlenül mgeé  $\text{Na}^+ / 100$  g talajegységben olvassuk le a kalibrációs görbéről.

Javasolt kalibrációs sorozat az alapstandardból:

1 ml-t	100 ml-re hígítva	0,5 mgeé	Na/100 g	talaj
2 ml-t	"	1,0	"	"
4 ml-t	"	1,0	"	"
10 ml-t	"	5,0	"	"
20 ml-t	"	10,0	"	"

#### 2.4.18. Káliumion meghatározása

Az alapstandard oldat: 1000 ml-es mérőlombikba 0,7455 g KCl-t desztillált vízzel jelig töltjük, majd az alapstandard oldatból elkészítjük a kalibráló oldatokat. A  $\text{K}^+$  koncentrációt közvetlenül mgeé  $\text{K}^+ / 100$  g talajegységben olvassuk le a kalibrációs görbéről.

#### 2.4.19. Vezetőképesség meghatározása

A talajoldatban legnagyobb mennyiségben  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  kationok, és  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  - anionokkal alkotott sói fordulnak elő. A talajoldat sószerkezete a málló kőzet összetételétől, a mállási folyamat természetétől, a sók migrációja során bekövetkező reakcióitól, s a kívülről műtrágyázással bevitt sók mennyiségétől és minőségétől függ.

A talajok sótartalma általában kevés. A sók oldhatóságuk fordított sorrendjében válnak ki. A talajok vízben oldható sótartalmának mennyiségi és minőségi meghatározása mindenütt fontos, ahol a talaj sókészlete egy bizonyos értéket meghalad, vagy ennek lehetősége valószínűsíthető (pl. öntözött területen). A talajvízben oldható sótartalmának meghatározására többféle szer alkalmazható. Összehasonlításra csak az azonos vizsgálati módszerrel kapott eredmények alkalmasak.

A talaj összesség-tartalmának egyszerű, gyors félkvantitatív meghatározása a telítési talajpép elektromos vezetőképességének mérésén alapszik. A sótartalmat g/100 g talajban adjuk meg. A talaj mechanikai összetételét, a sók ionösszetételét és a hőmérséklet hatását kalibrálással veszik figyelembe. A képlékenység felső határáig vízzel telített talajpép elektromos vezetőképességét mérjük. A pép készítésekor a talaj sói oldhatóságuknak megfelelően oldatba mennek, ionjaikra disszociálnak. A méréshez konduktométert használunk.

A meghatározás menete: A szokásos módon előkészített talajmintából desztillált víz adagolásával képlékeny pépet készítünk. Erre gyakran az Arany-féle kötöttségi szám meghatározásához elkészített fonalpróbát mutató pépet használjuk fel. A szakirodalom szerint a talajhoz a vizet a

pép olyan állapotáig adagoljuk, amikor az fénylik, gyengén folyik, a spatulához nem tapad (telítési százalék). Az ismert kapacitású merülőelektrodot a talajpépbe helyezzük. (Ne érjen az elektród a porcelánedény falához!) Leolvassuk a talajpép ellenállását ohm-ban vagy vezetőképességét milli-siemensben (mS) és megmérjük a pép hőmérsékletét. Az ellenállásból a fajlagos vezetőképesség az alábbi képlet segítségével számítható:

$$W = C/R,$$

ahol

W az oldat fajlagos vezetőképessége

C a mérőcella kapacitása

R az oldat ellenállása.

Ezt követően a vezetőképességet sótartalomra kell átszámítani. Ehhez kalibrációs táblázatot használunk.

### **3. TALAJVÉDELEM**



### **3.1. Talajvédelem tízparancsolata:**

1. Ne foglalj el a természettől több és jobb földet, mint amennyi okvetlenül szükséges!
2. Ne engedd, hogy a víz elrabolja a termőföldet a gondjaidra bízott területről!
3. Ne hagyd, hogy a szél elhordja a földet!
4. Feleslegesen ne taposd, ne tömörítsd a talajt!
5. Csak annyi trágyát vigyél a talajba, amennyit az elvisel, és amennyit a növény kíván!
6. Csak jó vízzel öntözz és csak annyival, amennyivel kell!
7. Ne keverj a talajba el nem bomló anyagot, hacsak nem javítási céllal teszed!
8. Ne mérgezd a talaj élővilágát!
9. Őrizd meg a talaj termékenységét, és ha lehet, még növeld tovább!
10. Ne feledd, hogy a talajon nemcsak állsz, hanem élsz is!

## 3.2. Emberi tevékenység hatása a talajra

A talajt, mint környezeti elemet számtalan degradációs folyamat veszélyezteti úgy a természet, mint az ember részéről. A termőtalajokat veszélyezteti többek között a mennyiségi csökkenés (utak, autópályák, iparterületek, lakóépületek, bányászat stb.) ugyanúgy, mint a minőségi leromlás (erózió, savanyodás, kémiai szennyezés, szerkezetromlás stb.). Az Európai Unió talajvédelmi stratégiájában az alábbi nyolc degradációs folyamatot fogalmazza meg, mint a leginkább veszélyeztető tényezőket:

- Erózió,
- Szervesanyag tartalom csökkenése,
- Szennyezés,
- Beépítés,
- Tömörödés,
- Biodiverzitás csökkenés,
- Szikesedés,
- Hidrogeológiai kockázat (árvizek, földcsuszamlások).

A talajt és rajta keresztül a környezeti elemeket érintő fenti folyamatok mind Európában, mind pedig hazánkban igen jelentős területeket érintenek.

Magyarország területének 49,4%-a szántó (4,6 millió ha). A mezőgazdaságilag hasznosított területeken az egyoldalú talajhasználat, a sokmenetes művelés, a talaj gyakori mozgatása következtében felerősödnek a talajdegradációs folyamatok. Magyarországon valamilyen szintű talajdegradáció a szántó területek 40%-án jelentkezik. A talaj kedvezőtlen nedvesség állapotban való művelése pl. a talaj felrögösödését, kenését, gyúrását, szalonnás állapotúvá válását váltja ki. A károsodott, elporosodott talajszerkezet nedvesség hatására elfolyósodik, majd kiszáradva elcserepesedik. A szakszerűtlen művelés következményeként fellépő degradációs folyamatok közül a legnagyobbakat a művelt rétegben megjelenő tömör záróréteg(ek), valamint az ezek következtében visszaeső biológiai aktivitás okozza. Birkás M. becslése szerint Magyarországon 2000-ben a szántó területek felén jelentkezett valamilyen fokú tömörödés.

### 3.2.1. Talajművelés, talajhasználat talajtani hatásai (talajtömörödés, talajkeverés, forgatás)

A talajművelés a termékenység növelésének igen fontos eszköze. Az adottságokhoz illő alkalmazása mobilizálja a talajban meglévő termékenységi tartalékokat, növeli a kihelyezett trágyafélésegek érvényesülését, de közvetlenül is emeli a talaj termékenységét az erőteljesebb gyökérképződés és a talajlégzés elősegítésével. A megfelelő talajművelés hatása három téren jut kifejezésre:

1. Fizikai hatások (porozitás javítása, kedvező víz- és levegő gazdálkodás)
2. Biológiai hatás
3. Tápanyag gazdálkodás javítása (jobb tápanyag feltáródás).

A talajművelés műveleteivel a talaj fizikai állapota jellemző módon változtatható meg. A műveletek az alábbi csoportokba sorolhatók: forgatás, porhanyítás, tömörítés, lazítás, keverés, felszínalakítás.

A talaj lazítása, forgatás, porhanyítás talajtani hatásai

A talajlazítás célja a talaj pórusterfogatának növelése. A talajlazítás hatására tehát nő a porozitás és a gravitációs póruster aránya, a lazítás a tömörítéssel ellentétes folyamat. Következésképpen nő a talaj vízbefogadó és víztartó képessége, és az eróziós veszélyeztetettség csökken. A mélylazítás javítja a mélyebb rétegek pórusviszonyait, vízgazdálkodását. Előnye, hogy kémiai talajhibás területen is alkalmazható, javul hatására a talaj biológiai és fizikai állapota, nem alakul ki a művelőtalp-tömörödés, csökken a belvízvesztés, kisebb lesz a talajnedvesség-vesztés. Káros talajtani következménye lehet, hogy a mélybe vezetett csapadék túlzottan átmedvesíti a fellazított talajréteget, ami extrém esetben lejtős területen talajcsúszást eredményezhet.

A porhanyítás eszköze a borona, tárcsa. Célja a nagyobb rögök aprózása, a jó vetőmag ágy előkészítése. Túl száraz talajon való alkalmazás esetén azonban felaprózza a szerkezeti elemeket, elporosítja a talajt, ami a talaj defláció érzékenységét is növeli.

A talajforgatás, szántás célja a talajrétegek cseréje. Ez szükséges, lehet cserepes, kerges felszín leforgatása, s a lemosódott tápanyag felszínre hozása esetén, gyomok korlátozása érdekében, szerves trágyák, tarló maradványok, kémiai anyagok talajba juttatása esetén. Nem megfelelő kivitelezése káros következményekkel is járhat: talajhibás termőhelyeken a nem megfelelően választott forgatási mélység felszínre hozott sós, szikes réteg, glejes, vagy erősen savanyú réteget eredményezhet.

A talaj tömörítése a lazán összefüggő részecskék egymáshoz nyomása talajvédelmi és növénytermesztés technológiai célból. Nem tévesztendő össze a tömörítéssel, ami a nem megfelelő talajművelés következménye. Tömörítéskor csökken a talaj hézagterfogata, a talaj felülete, és nő a térfogattömeg értékkel kifejezhető tömődöttsége. A tömörítés kedvező hatása megjelenik a talaj nedvesség forgalmában és a felszín védelmében (Gyuricza, 2001. Birkás, 2001).

### **Tömörödés**

A tömörödés a vízmozgást gátló fizikai talajhibák egyike. A tömörödés során a talaj háromfázisos rendszeréből mechanikai stressz hatására kiszorul a levegő, és térfogata csökken. A talajok érzékenysége a tömörödéssel a fizikai féleség, szerkezet, szervesanyag- és nedvességtartalom függvényében különböző. A kiváltó okok között a nedves talajon járás (taposás-eredetű) és a többször ugyanabban a mélységben végzett sablonos művelés hatására leggyakoribb. A taposással okozott tömörödés a talaj felszínétől különböző mélységig terjed. A művelőtalp-tömörödés a rendszeresen bolygatott réteg alatt képződik, és az eszköz alapján különíthető el (tárcsatalp: 16-20 cm, eketalp: 22-25 cm, 28-32 cm, 38-40 cm). A tömörödés mértéke (enyhe, közepes, súlyos) és a deformált réteg kiterjedése a nyomóerőtől, a deformáció ismétlődésétől és a nedvesség tartalomtól függően változik. Súlyos esetben a tömörödés a talaj felszínére és a mélyebb rétegekre egyaránt kiterjed (Birkás et al 2004.). A 3-4 cm, és az ennél vastagabb tömör réteg a növénytermesztés kockázatát már növeli. A káros talajtömörödés hatására romlik a talaj víz-, hő- és légátjárhatósága. Ez utóbbi szembeutó eredménye pl. az utóbbi néhány évben a szántóföldeket több százezer hektáron borító belvíz. A túlzottan tömör talaj művelhetősége romlik, nő a beavatkozás energia igénye. Lejtős területen az eróziós károk fokozódását is okozhatja. A talajban kialakult tömörödöttség felismerhető a növények gyökereinek deformált és vízszintes növekedéséből és a fel nem tárodott tarlómaradványokról is.

## **Öntözés hatása a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira (szerkezet, sóforgalom stb.)**

Öntözés célja, hogy a vízhiány ne legyen a növénytermesztés számára korlátozó tényező. Talajtani szempontból akkor szükséges az öntözés, ha a nedvesség tartalom. Az öntözés kedvező talajtani hatásai pl. a növények jobb vízellátása, intenzívebb tápanyagfeltáródás és tápanyagfelvétel.

Az öntözés hatásai kiterjednek a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaira egyaránt. Az öntözés hatással van a talajképző folyamatokra, hiszen hatására megemelkedhet a nem szikes talajvízszint, ami rétiesedési folyamatokat indíthat el. Túl bő nedvességviszonyok esetén mocsarasodás is bekövetkezhet. Az öntözés hatására bekövetkező szikes talajvízszint emelkedés másodlagos szikesedéshez vezethet, mert felszállítja a mélyebb rétegek sótartalmát, vagy akadályozza a vízben oldható sók természetes kilúgozását. Másodlagos szikesedést eredményezhet a nem megfelelő minőségű, nagy sótartalmú öntözővíz is (összes sótartalom legyen < 500 ml).

Az öntözés a talaj fizikai tulajdonságaira kedvező és negatív hatással is lehet. A nedvesebb talaj pl. jobban ellenáll az erózióknak és deflációknak (pl. melioratív talajvédő öntözés homoktalajoknál). A nem megfelelően tervezett és kivitelezett öntözés azonban okozhatja az aggregátumok és szerkezeti elemek szétiszapolódását. A szétiszapolódott talaj kiszáradása cserepesedéshez, kéregképződéshez vezet.

Az öntözés számos pozitív hatása a talaj vízgazdálkodásában jelentkezik. Az öntözött területeken megnő a talaj hasznos víztartalma, az öntözés fokozza az evapotranspirációt. A talaj felső része átmedvesedett, így csökken a talajvízből felfelé irányuló vízmozgás és ennek káros hatása. Kedvezőtlen vízgazdálkodási hatás lehet pl. ha az öntözött talajok környezetében talajvízszint emelkedéshez vezet, ami másodlagos szikesedést eredményez. A megnövekedett talajvízszint következtében nő a talajvízből történő párolgás lehetősége, ami szintén a szikesedés kockázatát növeli. Helytelen öntözés esetén az öntözővíz egy része a felszínen elfolyhat (erózió). Az öntözés fokozott hidromorf hatást jelent, így számolni kell vas- és mangán vegyületek oldódásával és intenzív mozgásával, majd kiválásával.

A talaj kémiai összetételében kedvező hatása lehet az öntözésnek, ha az kilúgozza a talaj sótartalmát. Ez jó vízvezető képességű, jó drénviszonyokkal rendelkező szikes talajoknál lehetséges. Kedvező hatása továbbá, hogy fokozódik az öntözés hatására a tápanyagok feltáródása és javul a növények tápanyag felvétele. Igen kedvezőtlen azonban, ha a túlóntözés miatt fokozódik a talajok tápanyag vesztesége a kilúgozódás miatt.

Az öntözés hatására fokozódhat a talaj biológiai aktivitása, nő a mikroorganizmusok fajszáma.

### **A talajok elzárása, beépítése – városi területek talajai**

A városokban csak kis felszíneken maradnak meg a területre jellemző, természetes genetikájú, bolygatatlan talajtípusok. Ilyennel találkozhatunk az elő- és házi kertekben, parkokban, temetőben, sportpályákon.

Városi, ipari környezetben levő talajokat a területre jellemző természetes talajokkal összevetésben vizsgálva megállapítható, hogy a talajképző folyamataikat (domborzat, talajképző közet, biológiai tényezők, klíma stb.) tekintve is az intenzív emberi ráhatás a jellemző. A domborzati elemek kiegyengetése, a felszíni kiemelkedések elhordása, süllyedések

betöltése az egyik területen az eredeti talajszelvény csonkolását, míg máshol annak lefedését jelenti. Az egyes klímaelemek városban és a környező területeken mért értékeiben felismert eltérések igen jelentősek lehetnek. A talajképződés szempontjából legjelentősebb éghajlati elemek közül pl. az évi középhőmérséklet 0.5-1 °C-al magasabb, a csapadék 10%-al több, a párolgás mintegy 30-60 %-al kevesebb, a vegetációs periódus hossza pedig mintegy 8-10 nappal hosszabb, az átlagos szélesebb a beépítettségi szerkezettől függően 25%-al kisebb, mint a város környéki területeken. Mindezek következtében a városi talajok hőmérséklete általában magasabb a környező területek talajainál, ennek következtében intenzívebb biológiai és mállási folyamatok jellemzik. A magasabb párolgási értékek következtében a városi talajok a kissé magasabb csapadék értékek ellenére is gyakran szárazak. A talajok fejlődését a csapadékból származó víz mennyiségén túl jelentősen befolyásolja a talajvíz mélysége és minősége. Általában elmondható, hogy a városi környezetben a talajvíz újraképződése a jelentős felszín borítottsági értékek (épületek, terek, úthálózat stb.) miatt lelassult, hiszen a területre eső csapadék jelentős része a városi csatorna hálózatba kerül és nem szivárog le a talajon át a talajvízig. Ennek következménye, hogy alacsonyabb talajvízszint értékeket mérhetünk, mint a környező területeken. Ezen tendenciát fokozzák a mesterséges, főként ipari célú talajvíz kiemelési törekvések.

A természetes genetikájú, de beépített, felszínborítás alá került talajokra jellemző, hogy ezen beavatkozás következtében nem csak a további talajképződési folyamatok (szervesanyag utánpótlás, bioaktivitás, vízforgalom stb.) szenvednek csorbát, hanem ezen beépítések következtében a talajok általában csonkolódnak is. A beépítés jellegétől függően 1,5-2 m vastagságban a humuszos réteg, vagy a teljes A+B szint elhordásra kerül. Ezzel ezen talajok multifunkcionalitása megsemmisül.

A városi környezet és a városi területhasznosítás nem kedvez a talajszerkezet kialakulásának, a talajok összetömörödnek a nagyobb terhelés miatt. A talaj szerkezeti érzékenységére jellemző, hogy az utakon haladó nagysúlyú teherautók okozta vibráció összetömörítheti az út melletti talajokat még a felszíni összetömörödési hatásvonal alatt is. Az aggregát szerkezettel rendelkező, humuszos talaj térfogattömege kevesebb mint 1 g/cm<sup>3</sup>, az erősen összetömörödött talajé eléri a 2 g/cm<sup>3</sup>-t. A városi talajok átlagos értéke Washingtonban 1.74 -2.18 g/cm<sup>3</sup>, New Yorkban 1.54-1.9, az átlag 1.82. A gyökerek áthatoló képessége erősen lecsökken 1.7 érték fölé.

A mesterséges feltöltés alá sorolt területrészekon levő talajok általában két típust képviselnek: az egyik - mindenképpen kedvezőbb tulajdonságokkal rendelkező talajtípus - amikor az áthalmozott anyag természetes genetikájú szediment, vagy földszerű anyag. Előfordul azonban, hogy a feltöltés anyagául valamilyen mesterséges anyagot, építési törmelék, meddőt, iszapot, hulladékot használnak. Ezen a talajképződés még hosszú időtávlat esetén sem lesz eredményes.

Blume (1996) városi talajtipizálása szerint a városi, ipari térségeken három talajtípust lehet elkülöníteni: 1, többnyire még természetes genetikájú talajok, 2. természetes, helyben keletkezett talajok, melyek jelentős átalakítást szenvedtek, 3. természetes és technogén (építési törmelék) anyagot is tartalmazó mesterséges feltöltések.

Lehmann 2004-ben csoportosította a városi talajokat, majd javaslatot dolgozott ki WRB (World Reference Base for soils resources, 2006)-be való beillesztésükre vonatkozólag. A 2006-os WRB osztályozásban már megjelennek a városi talajok és az ipari területek talajai is Technosolok néven, melyekbe azon talajok tartoznak, amelyek kialakulásukban és

fejlődésükben a technikai eredet vagy valamilyen más emberi hatás játszott meghatározó szerepet.

3.1. ábra A Technosolok kritériumai és diagnosztikai anyagai (WRB, 2006)

Technosolok kritériumai	Jellemző diagnosztikai anyagai
<p>- legalább 20% (térfogat, súlyozott átlag) műterméket (artefacts) tartalmaznak a talaj felső 100 centiméterén belül, vagy egy összefüggő kőzetig, vagy egy cementált tömör rétegig, amelyik a felszínhez közelebb van; vagy</p> <p>- egybefüggő, vizet nem, vagy csak nagyon lassan átteresztő, bármilyen vastagságú, mesterséges geomembránt tartalmaznak a felszíntől számított 100 centiméteren belül; vagy</p> <p>- mesterséges kemény kőzetet tartalmaznak a felszíntől számított 100 centiméteren belül, ami a talaj vízszintes kiterjedésének legalább 95 százalékában jelen van.</p>	<p>- Műtermékek (Artefacts): szilárd vagy folyékony anyagok, amelyek</p> <p>a, ipari v. kézműves tevékenységek eredményei vagy</p> <p>b, emberi tevékenység által olyan mélységből felszínre hozott termékek, ahol eddig nem voltak kitéve a felszíni folyamatoknak és jelenleg más környezeti feltételek közé kerültek.</p> <p>- Mesterséges kemény kőzet (Technic hard rock): ipari tevékenység eredményezett, a természetes anyagoktól eltérő tulajdonságú kemény anyag. Pl.: autótutak, járdák stb.</p>

### 3.2.2. Vízháztartás szabályozása, vízrendezés

A talaj hazánk legnagyobb kapacitású **természetes víztározója**. Magyarország talajtakarójának egy méteres rétege mintegy 35-40 km<sup>3</sup> víz befogadására és 25-30 km<sup>3</sup> víz raktározására képes, amelynek hozzávetőlegesen 55-60%-a „holtvíz”, 40-45%-a pedig „hasznosítható víz”. E hatalmas potenciális nedvesség tározótér hatékony hasznosítása érdekében elsősorban a talaj tulajdonságait (és a környezeti tényezőket) kell úgy befolyásolni, hogy:

- a felszínre jutó csapadékvíz minél nagyobb hányada jusson a talajba (felszíni lefolyás és párolgás csökkentése);
- a talajba jutó víz minél nagyobb hányada tározódjon a talajban (vízraktározó képesség növelése, „szivárgási veszteségek” csökkentése);
- a talajban tározott víz minél nagyobb hányada váljon a természetű növények által használhatóvá.

Ezek lehetőségei a felszíni elfolyás, a párolgási és szivárgási veszteségek csökkentése, a talajvíztáplálás és talajvízszint-emelkedés megakadályozása vagy mérséklése, a víz talajba szivárgásának és a talajban történő hasznos tározásának elősegítése; jórészt kidolgozott és

ismert – de nem mindig (megfelelően) alkalmazott – módszerei pedig a megfelelő földhasználat (művelési ágak, vetésszerkezet), agrotechnikai (elsősorban talajművelés) és talajjavítás. A talaj nedvességforgalom szabályozásában ugyanis a közvetlen vízelvezetés (felszíni vízrendezés, drénezés) és vízpótlás (öntözés) lehetőségei természeti és/vagy gazdaságossági okok miatt korlátozottak – s csak bizonyos területeken vehetők reálisan számításba (Várallyay, 1997).

### **A talaj vízháztartás-szabályozásának célja és talajtani megalapozása**

A talaj vízháztartás-szabályozásának célja a talaj zavartalan funkcióképességének biztosítása, elősegítése:

- a természetes növények és a termesztett növények vízellátása;
- a növény egyéb ökológiai feltételei (például tápanyagigény) kielégítésének elősegítése;
- a talaj anyagforgalmi folyamatainak kedvező irányú befolyásolása:
- tápanyagforgalom (a talajban lévő és/vagy oda kijuttatott növényi tápanyagok hatékony érvényesülésének biztosítása, zavartalan növényi tápanyagellátás);
- sóforgalom (a talaj káros sótartalmának csökkentése);
- szervesanyag-forgalom (a humusztartalom csökkenésének megakadályozása stb.) a talaj mikrobiális tevékenységének optimalizálása;
- különböző talajszennyező anyagok forgalmának szabályozása (mennyiségének csökkentése, immobilizációja),
- a talajhasználat vízkészletekre gyakorolt káros hatásainak megelőzése, kiküszöbölése, minimalizálása: vízkészletek mennyiségi szélsőségeinek (aszály, belvív, árvíz) mérséklése; felszíni és felszínalatti vízkészletek minőségének megóvása;
- biodiverzitás fenntartása.

A talaj vízháztartás-szabályozásának lehetőségeit, korlátait, szükséges elemeit, feltételeit és körülményeit az éghajlati viszonyok, a domborzat, a termesztett növények igényei, valamint az agrotechnikai rendszer mellett a talaj vízgazdálkodása szabja meg. Ennek alapvető tényezői a talajszelvény felépítése, a talajfelszín és a talajvízszint közötti rétegek egymásutánisága, vastagsága, települési viszonyai és vízgazdálkodási tulajdonságai: nedvességtartalma, a talajnedvesség állapota, kémiai összetétele, vertikális és horizontális mozgása.

A talaj vízgazdálkodásának szabatos jellemzéséhez a felsorolt tényezők pontos és kvantitatív ismeretére van szükség, mégpedig azok térbeli eloszlását és időbeni dinamizmusát jellemző valószínűségi és gyakorisági értékekkel együtt. E tényezőktől függ a talaj vízmérlege, tehát hogy a talaj felszínére jutó víz milyen hányada szivárog be a talajba, ennek milyen hányada jut - esetleg repedéseken keresztül vagy a talajszelvényen átszivárogva - a talajvízig, milyen hányada tározódik, s e hányadnak milyen része válik a növények számára hasznosíthatóvá. A fenntartható (mezőgazdasági) fejlődés és a környezetkímélő talajhasználat érdekében a talaj tulajdonságait és a környezeti tényezőket úgy kell befolyásolni, hogy a felszínre jutó csapadékvíz minél nagyobb hányada jusson a talajba (felszíni lefolyás és párolgás csökkentése); a talajba jutó víz minél nagyobb hányada tározódjon a talajban (vízraktározó képesség növelése, "szivárgási veszteségek" csökkentése); a talajban tározott víz minél nagyobb hányada váljon a termesztett növények által hasznosíthatóvá.

### **Emberi beavatkozások hatása a vízháztartásra**

#### Vízgyűjtő területén:

- vízgyűjtő terület kiterjedésének megváltoztatása (vízátvezetés)
- a domborzat megváltoztatása (tereprendezés, vízműépítés, feltöltés, stb.)
- talajviszonyok megváltoztatása (talajjavítás, mélyszántás, sáncolás, műtrágyázás, öntözés)
- növénytakaró megváltoztatása (erdőirtás, fásítás, rétek feltörése, új növényfajták termesztése)
- éghajlati jellemzők megváltoztatása (mikroklíma, kisugárzás, párologtatás, szélviszonyok stb.)
- terület vízhálózatának megváltoztatása (lecsapoló és öntözőcsatornák építése, forrásfoglalás)
- lefolyás és a terület vízkészletének megváltoztatása (felszíni és felszín alatti lefolyás, tározás)

#### Vízhálózaton:

- vonalmenti beavatkozások
  - folyószabályozás
  - partvédelem
  - árvízgátak építése
- helyi vagy területi beavatkozások
  - duzzasztóművek építése
  - zsilipek telepítése
  - szivattyútelepek üzembehelyezése
  - tározók építése és feltöltése

#### Időbeli lefolyás és a változás milyensége alapján:

Folyamatosan változó beavatkozások (a beavatkozások miatti változások befejeztével a természetes állapot visszaállhat (regeneráció), vagy a hatás következményei irreverzibilisek lehetnek)

- agrotechnikai módszerek alkalmazása, azok fejlődése miatti hatások
- termesztett növényfajták változtatása
- idényjellegű üzemek szennyvízterhelése
- időszakos permetezés, műtrágyázás

#### Időben állandó de hatásában fokozódó beavatkozások

- talajszint emelkedés öntözés miatt
- kolmatáció
- sófelhalmozódás, szikesedés
- városiasodás vízháztartási hatásai

#### Vízkészletet növelő, illetve csökkentő beavatkozások:

- mélyszántás országos bevezetése
- erdősítési program
- öntözött területek kiterjesztése
- belvízmentesítés fejlesztése
- műtrágya hasznosítás és nagyüzemi mezőgazdaság kialakítása
- vegyszeres gyomirtás elterjesztése
- víztározók építése



- mocsarak (Hanság, Kis-Balaton) lecsapolása

### 3.2.3. Melioráció, rekultiváció

**Melioráció** minden olyan tartós és lényeges hatású beavatkozás, amely a földhasználat igényeivel összhangban kedvezően módosítja a termőhelyi adottságokat. A melioráció fejlesztési tevékenység, egymással szorosan összefüggő biológiai, kémiai, fizikai és műszaki eljárások komplex rendszere, amely a talaj természetes termékenységének megőrzését, illetve tartós növelését alapozza meg, és a korszerű gazdálkodás termőhelyi feltételeit alakítja ki. Magába foglalja a területrendezési, talajvédelmi, mezőgazdasági célú vízrendezési és talajjavítási feladatok összességét (Ferencz K.-Ferencz G., 1999). Önállóan javítható terület lehet egy vagy több vízgyűjtő térség, egy gazdaság teljes területe vagy annak valamilyen célból kiválasztott önálló része.

**Részleges (nem komplex) melioráció** az olyan tevékenység, amelynek során az adott területen a meliorációs helyileg szükséges elemei közül csak a kívánt cél eléréséhez nélkülözhetetlen munkát végzik el. A **komplex melioráció** keretében a fentiek szerint a talaj termékenységét kedvező irányba, tartósan befolyásoló emberi beavatkozások sorát, beleértve az idegen (kémiai) anyagok bevitelét egyidejűleg alkalmazzuk.

Ezen belül talajjavításon a talaj termőképesség fokozása érdekében végzett egyes eljárásokat, elsősorban az idegen anyagok talajba juttatásával járó tevékenységet értjük, bizonyos mechanikai beavatkozással elérhető fizikai tulajdonságot módosító hatásokkal együtt. A melioráció fogalmkörébe tartozó eljárások közül a talajjavítás keretébe a hagyományos értelmezés szerinti kémiai és mindinkább tért hódító fizikai talajjavítási eljárások tartoznak. A melioráció vízrendezési, talajvédelmi eljárásai a vízgazdálkodás keretébe tartoznak.

#### **A talajjavítás (melioráció) területi jellemzői**

Talajaink mezőgazdasági hasznosíthatóságát számos eredendő és „szerzett” talajhiba (kövesség, csekély termőképesség, erős víz-, illetve sóhatás, savanyúság stb.) korlátozza. A természetes (genetikai) okokból csökkent termőképességű talajok egy részének megjavítását megkísérelni sem (volt) érdemes (többek között ezért nem terjedt ki a mezőgazdasági művelés pl. az erősen kavicsos, kőzettörmelékenyes váztalajokkal, rendzinákkal fedett térségekre), más, igen gyenge termőképességű talajfajták (pl. szoloncsák szikesek) gazdaságos javítására lehetőség sincs.

Talajaink többsége viszont különböző talajjavítási eljárásokkal termékenyebbé tehető. Ez utóbbiak közé részben azok a talajok tartoznak, amelyek egykor kedvező (vagy kedvezővé tett) tulajdonságait maga a mezőgazdasági tevékenység károsította, tehát a korábbi állapot helyreállítására (rekultivációra) van szükség.

Javításra szoruló talajaink közel 70%-a a savanyú talajok közé tartozik. E talajfajták összefüggő területeket borítanak hegy- és dombvidékeinken, de jelentős a kiterjedésük Szabolcs-Szatmár-Bereg megye keleti felén, továbbá a Tisza és a Körösök völgyében. Meliorációra van szüksége szikeseink és homoktalajaink nagy részének is, amelyek közel egyenlő arányban (átlagosan 12–15%-ban) osztoznak talajjavítást igénylő földterületeinkből.

A hazai szikesek döntő hányada a Közép-Tisza-vidéken, a Berettyó és a Körösök vidékén, továbbá a Duna menti-síkságon található; a javításra szoruló homoktalajok nagy kiterjedésű területeket borítanak a Duna–Tisza közén és a Nyírségben, de jelentős arányban vannak jelen Belső-Somogy déli, sík vidékein és a Dráva mellékén is.

A savanyú, a szikes és a homoktalajok megjavításának, termékenyebbé tételének igénye fontos állami feladatként jelentkezett a mezőgazdaság kollektivizálását követően. 1947 és 1985 között a legnagyobb mértékű talajjavító tevékenység Nyugat-Magyarország savanyú talajaira terjedt ki. Az alföldi megyék savanyú talajainak 50% feletti arányú javítására csak Hajdú-Bihar és Jász-Nagykun-Szolnok megyében került sor.

A szikes talajokra irányuló meliorációban Jász-Nagykun-Szolnok és Hajdú-Bihar megyék állnak az élen (javítandó területük 85, illetve 55%-a meliorált), Bács-Kiskun, Békés és Heves megyék szikeseinek nagy része viszont évtizedek óta javítatlan.

A javítás alatt álló talajok aránya homokterületeinken a legalacsonyabb (még az e téren élenjáró Bács-Kiskunban is alig 25%, Szabolcs-Szatmár-Bereg és Somogy megyében 20% alatti).

### **3.2.4.Szennyvizek, szennyvíziszapok és hígtrágyák elhelyezése a talajokon**

#### **Szennyvizek elhelyezése a talajban**

A szennyvizek mezőgazdasági hasznosításával – öntözésével – értékes tápanyagokat juttatunk a talajba, bocsátunk a növények rendelkezésére. Alkalmazásakor azonban figyelembe kell venni azt is, hogy melyek annak káros következményei, hatásai.

Többek között:

- kiöntözése erőteljes szaghatással járhat
- helytelen végrehajtása esetén kedvezőtlen irányba tereli a talaj termőképességét
- fertőző betegségek terjesztője lehet

A talaj és szennyvíz kölcsönhatását számos tényező befolyásolja, így a szennyvíz eredete és minősége, a talaj, a természetett növény és a mikroklimatikus viszonyok. A szennyvízöntözéshez legmegfelelőbbek a középkött és a könnyebb vályogtalajok. Ezek viszonylag nagy vízmennyiségek befogadására képesek és adszorbeáló képességük is megfelelő. A jobb minőségű homoktalajok is alkalmasak szennyvízöntözésre, nagy tömegű szennyvíz szűrődhet át rajtuk, de adszorpciós képességük kicsi, ezért tisztítóképeségük nem a legjobb. (Stefanovits, 1975.) Az öntözést követő periódusban emberi fogyasztásra közvetlenül alkalmas zöldségfélék termelése tilos.

A szennyvizeknek a talajban történő elhelyezésére a talaj öntisztuló képessége ad lehetőséget. Az öntisztulási folyamat végtermékei különböző szervesen oldható és a humusz.

A csatornázatlan településeken keletkező háztartási szennyvizeket jelenleg is – előtisztítás után, vagy tisztítás nélkül – a talajban helyezik el. Ahhoz, hogy az öntisztulás végbemenjen meghatározott talajrétegre és időre van szükség, ennek hiányában a talajvíz korokozó mikroorganizmusokkal és elbomlatlan szerves anyaggal szennyeződik. Mivel a talajvízben az öntisztulási folyamat lassabban megy végbe, a talajvízzel áramolva a szennyezések nagy területen szétterjedve az ivóvizet adó kutak vizébe is bekerülhetnek. A talajok egyaránt képesek fizikai szűrésre, biológiai átalakításra és kémiai folyamatokra, természetesen egy bizonyos terhelési szintig (Tamás J., 1998).

A szennyvizek öntözésre való alkalmasságát toxikus anyagtartalma, összes nitrogén tartalma és összes oldott sókoncentrációja határozza meg. Utóbbi azért fontos, mert a talaj sótartalmának növekedése szikesedéshez vezethet. Az éves vízadagok megállapításához figyelembe kell venni az öntözés során használt vízminőségi előírásokon kívül a szennyvíz káros sótartalmát. Ez úgy számítható, hogy az oldott ásványi anyagtartalomból (mg/l) levonjuk a növényi tápanyagok és a talajra kedvező hatású összetevők (N, P, K, K, Ca) adott szennyvízben előforduló mg/l értékeit.

Az élelmiszeripari szennyvizeket a magas tápanyagtartalom jellemzi, mérgező anyag általában nem található bennük, ezért gyakran közvetlenül, esetenként előtisztítás után öntözésre használhatóak. A szennyvizek talajban való elhelyezése nemcsak az élővizek tehermentesítése szempontjából kedvező, hanem az egyéb szennyvíztisztítási és elhelyezési eljárásoknál veszendőbe menő tápanyagok hasznosítása miatt is. A szennyvíz hordalékanyagai a talaj pórusait eltömítik, ezért a szennyvizeket előzetesen ülepitik. Alkalmazáskor gondot kell fordítani arra, hogy ne károsítsák a talaj öntisztuló képességét, ne szennyezzék a talajvizet és ne veszélyeztessék a külső környezetet. A szennyvizeknek csak tisztított állapotban szabad eljutnia a talajvízhez. Ennek feltétele, hogy a talajvízszint legalább 1-1,5 m mélységben legyen a szennyvízelhelyezés síkjától.

### **Szennyvíziszapok elhelyezése a talajban**

A települési szennyvíziszapok – amennyiben toxikus anyagokat a megengedhető mértéken felül nem tartalmaznak – közvetlenül és kezelés után is jól felhasználhatók a szervesanyag- és tápanyag visszapótlásra, amire talajaink többségének nagy szüksége van. A kihelyezés feltételeit az 50/2001. (IV.3.) Kormányrendelet szabályozza.

#### **A felhasználás technológiai változatai:**

- **felületi öntözőtelepek**, faültetvényvel, elosztó árokrendszerrel, öntöző elemekkel (bakhátköz, mélyárok, mélybarázda), szükség szerinti talajcsövezéssel. Egész éven át folyamatos, ártalommentes elhelyezést lehetővé tevő, gazdaságos megoldás.
- **talajba injektálás** általában fedetlen (tartó) szántóterületeken alkalmazható. Az iszaptárolóból az agrárhasznosítási tervnek megfelelően kerül az iszap felhasználásra, az időjárási viszonyoktól erősen befolyásolva. Speciális célgépet igénylő módszer.
- **barázdateknős** elhelyezés, önálló iszapra, vagy szennyvízhez kapcsoltan szántóterületen alkalmazható módszer, speciális gépigény nélkül (ismertetését lásd a 3.3 fejezetben).
- **érlelt iszap komposztálás utáni felhasználása**, szántóföldön, szőlőben, gyümölcsösben az agronómiai igényeknek megfelelő trágyázási fordulóban és mennyiséggel. Kiszórás után a talajba munkálást azonnal el kell végezni.

Említést kell tenni a szennyvíziszapok **rekultivációs** és **talajjavítási** célú felhasználásáról. Az iszapok különféle konzisztenciában, humusszal, tőzeggel, stb. keverten jól alkalmazhatók erre a célra, természetesen a szakszerűen megtervezett és kivitelezett megoldással.

Az iszap mezőgazdasági területén történő hasznosításának helykijelöléséhez talajtani szakvéleményt kell készíteni, melynek tartalmaznia kell:

- éghajlati adatokat,
- domborzatra vonatkozó adatokat,
- talaj és talajvíz vizsgálatok eredményét, értékelését,
- az iszapra vonatkozó részletes vizsgálati adatokat és értékelését,
- a terület talajtani alkalmasságát,

- az iszapterhelés mértékének, rendszerességének, az elhelyezés időtartamának meghatározását,
- a talajtani beavatkozások szükség szerinti módját és mértékét.

Az iszaplehelyezés területigénye meghatározásához számításba kell venni:

- az iszap növényi tápanyagtartalmát,
- a természetresre kijelölt növények tápanyagigényét,
- az iszap által kijutatott tápanyagok hasznosulásának mértékét,
- az iszap mikroelem-tartalmát,
- az elhelyező terület mikroelem-tartalmát,
- a talaj megengedhető mikroelemekre vonatkozó határértékeit.

A szennyvíziszap minősége jellemző az adott településre, leginkább a tisztítási technológiára, ezért településenként változhat. Ezek a tényezők is befolyásolják a későbbi felhasználási módot. A tisztítási technológiák hatásfokának javítása, illetve a fokozatok számának emelkedése az iszap mennyiségének növekedéséhez is vezet.

A szennyvíziszap általában az alábbiakat tartalmazza:

- iszapvíz (pórusvíz, kapillárisan kötött, kémiailag kötött),
- aprított ásványi részecskék (homok, egyéb szemcsés anyagok),
- szerves anyagok,
- tápanyagok (N, P, K),
- nyomelemek (mikro tápanyagok),
- nehézfémek,
- patogének.

A nehézfémek, a szerves anyagok és a patogének a hasznosítás szempontjából kedvezőtlenek, addig a többi összetevő a mezőgazdasági felhasználás szempontjából általában kedvezőek. Az iszap elhelyezésére és hasznosítására számos lehetőség ismert, azonban éppen a kedvező beltartalom miatt is világtendencia, hogy ennek a viszonylag nagy mennyiségű anyag fogadására elsősorban a mezőgazdaság a legalkalmasabb.

A szennyvíziszap szántóföldi elhelyezési módjára számos megoldást alkalmaznak. Víztelenített iszap szántóföldön történő hasznosítása a vegetációs idő után történhet. Gondot kell fordítani arra, hogy az iszap egyenletes mélységben, azonos dózisban és kis taposási kár mellett legyen kijuttatva.

A mezőgazdasági hasznosításra kerülő iszappal szemben támasztott követelmények:

- járvány-higiénikus szempontból kifogástalan legyen,
- stabil végtermékek alkossák,
- könnyű adagolhatóság jellemezze,
- nehézfém-tartalma megfelelő legyen,
- nagy trágyaértékű legyen,
- megfelelő kémiai összetételű legyen,
- ártalmas szervesanyag-tartalma elviselhető legyen.

**A toxikus anyagokat (nehézfémek, ártalmas szerves anyagok) megfelelő előtisztítással a keletkezésük helyén vissza kell tartani, nem szabad a szennyvíztisztító-telepre juttatni. Ezzel az 1-3 követelmények kielégíthetők.**

A szagártalmak a hasznosításra kerülő iszap megfelelő stabilizálásával elkerülhetők. Járványügyi szempontból fontos, hogy a szennyvíz →iszap →talaj →növény →állat →ember fertőzési láncot hatékonyan meg kell szakítani.

### **A toxikus elemek felhalmozódása, az időbomba**

Kémiai időbomba akkor lép működésbe, ha a környezeti feltételek lassú megváltozása hatására hirtelen megjelennek azok az eddig visszatartott folyamatok, amelyek a talajban és üledékekben felhalmozódott vegyületek mozgékonyvá válása következtében fejtik ki hatásukat.

A kémiai időbomba lehetősége ilyenformán rávilágítja a figyelmet a kémiai hulladékok egykori, jelenlegi és jövőbeli kezelésének környezeti veszélyeire.

A talaj rendelkezik olyan tulajdonságokkal, amelyek lehetővé teszik a potenciálisan toxikus vegyületek megkötését. Ezeket a talaj megkötő kapacitását biztosító tulajdonságoknak nevezzük. Amennyiben a talajba kerülnek a toxikus vegyületek, az a kémiai megkötő kapacitás terheléséhez fog vezetni.

Kémiai időbomba akkor fog robbanni, ha a toxikus vegyület mozgékonyvá válik a megkötőképességen túl a talajba juttatott toxikus anyag mennyiség hatására, vagy ha a környezeti feltételek úgy változnak meg, hogy csökkentik a talaj megkötő képességét.

A talaj megkötő-képességének alakulását az adszorpciós izotermák segítségével, a pufferkapacitás figyelembe vételével lehet jól megérteni. A 1.13. ábrán egyfelől látható (82. talaj), hogy mi történik, ha egy talajt túlzott mértékben telítenek toxikus anyagokkal. Minél több toxikus anyag kerül a talajba, annál kisebb lesz a talaj pufferkapacitása a vegyület további talajba juttatásával szemben. Az 1. talaj pedig azt mutatja be, hogy miként csökken le egy talaj megkötő képessége, - tehát miként válik mozgékonyvá a toxikus anyag - ha megváltozik valamely külső környezeti feltétel, mint például a talaj humusztartalma, kationcsere kapacitása, vagy pH-ja. A talajnak annál nagyobb a pufferkapacitása a toxikus anyaggal szemben, minél kevésbé volt korábban az illető toxikus anyaggal leterhelve. Azonos megkötött toxikus anyagmennyiség nagyobb oldatkoncentráció változást fog okozni abban a talajban, ahol nagyobb a korábban megkötött toxikus anyagmennyiség.

Az ábrán az az eset is látható, amikor a kémiai időbomba úgy lép működésbe, hogy a környezeti feltételek megváltozásának hatására egyes megkötőképességet biztosító talajtulajdonságok, mint például a szerves anyag mennyisége, a kationcsere kapacitás, vagy a pH megváltozik, és ezáltal lecsökken a szilárd fázishoz kötődő toxikus anyag mennyisége (y tengely) és átkerül a mozgékony oldatfázisba (x tengely).

Az adszorpciós izoterma alakja fontos annak eldöntésére, hogy milyen a kémiai időbomba robbanásának a veszélye. Az például valószínűtlen, hogy a nehézfémek mennyisége meghaladja a talaj maximális kötőképességét, az viszont komoly veszélyt jelenthet az élővilágnak, ha az oldatba kerülő fémionok mennyisége kis mértékben is megnövekszik.

A megkötés mechanizmusa mellett szintén nagy jelentősége van a toxikus vegyületek csapadékképződésének is. Általánosságban elmondható, hogy környezeti szempontból nagyobb biztonságot jelent a csapadékképződés, mint a felületi megkötés, az így oldatba kerülő toxikus

anyag mennyisége ugyanis az oldékonyságnak megfelelő állandó érték lesz addig, míg drasztikusan meg nem változik az oldékonyságot befolyásoló pH vagy redox állapot.

Az alábbi megkötődést befolyásoló talajtulajdonságok a legfontosabbak: kation- és anioncsere kapacitás, pH, redox potenciál, szerves anyag tartalom, talajszerkezet, sótartalom, mikrobiális aktivitás. Néhány példa: a hőerőművek által kibocsátott gázok savas ülepedést okozhatnak, ami által lecsökken a talaj pH-ja és ez a toxikus nehézfémek mozgékonyá válását okozza. A globális felmelegedés következtében megnőhet a mikrobiális tevékenység, ami a talaj szerves anyag tartalmának csökkenéséhez vezethet, biodegradáció során. A talaj szerves anyag tartalmának csökkenése pedig lecsökkentheti a talaj megkötőképességét, megváltoztathatja a talaj redoxpotenciálját és vízvezető képességét. A toxikus anyagok pedig mozgékonyá válhatnak megnövekedett oldékonyságuk következtében, illetve az erózióval történő elmozdulás során.

### 3.3. Talajtermékenységet csökkentő talajhibák és javításuk

Talajhibának nevezzük azokat a fizikai, kémiai és biológiai jelenségeket, amelyek jelentős mértékben csökkentik a talaj termékenységét. Ilyen egyebek között a talaj túl tömött és túl laza szerkezete, a fölöslegben levő víz és a vízhiány, a túlzott savanyúság, a szikes és sós talaj, egyes mikroszervezetek hiánya vagy kártékony élőlények túlságos elszaporodása. Mint látjuk, a talajok termékenységét minden olyan tényező leronthatja, amely túlzott vagy nem elegendő mértékben jelenik meg. Így talajhibának tekinthető még a túl sok mész, a tápanyagok kóros hiánya, illetve egyes elemek toxikus mennyisége, az ipari, mezőgazdasági és kommunális talajszennyeződés is.

Egyes talajhibák — pl. a vízhiány vagy a szikesség — megakadályozzák, hogy nagy mennyiségű szerves anyag keletkezzen. A túlzott nedvesség nem kedvez a bontási folyamatoknak, a szerves hulladékokkal túlterhelt talajban nem bomlik le a szemét, vagyis az ilyen talajban nem működik megfelelően a biológiai körforgás egyik vagy másik fogaskereke.

A Földön nagyon sok helyen az állandó és az időszakos vízhiány okozza a legnagyobb gondot a növénytermesztésben. Megakadályozására vagy megszüntetésére kétféle módszer ismeretes: az egyik a talajban lévő nedvességtartalom megőrzése, a másik az öntözés. Mindenképpen arra kell törekedni, hogy a nedvességet őrizzük meg, és ott használjuk fel, ahol az leese.

A talajban lévő nedvesség megőrzésének igen hatékony módja, ha megakadályozzuk a víznek a talaj felszínéről való elpárolgását. Ez a talaj felszínének a meglazításával érhető el, mivel ekkor megszakad a kapilláris repedések kialakult rendszere, a víz nem tud felemelkedni a felszínre, és így nem párolog el. Bár a meglazított talajfelszín kiszárad, alatta azonban a talaj nedves marad.

A talaj rendszeres művelése és a gyomok kiirtása olyan egyszerű módja a nedvesség megőrzésének, amellyel akár egy év csapadékmennyiségét is meg lehet őrizni a következő esztendőig. Így válik lehetővé az igen száraz éghajlatú területeken is a növénytermesztés. Ez az alapja az ún. száraz-gazdálkodásnak, amelyet olyan vidékeken űznek, ahol egy év csapadéka nem elegendő a termés létrehozásához. Ha azonban a csapadék megőrződik a következő évig, akkor a két év összes csapadékával már megfelelő termést érhetnek el.

A talajnedvesség megőrzésének egy másik módja, ha szalmával vagy lombbal takarják be a talajt. A Rajna vidékén a szőlők talaját gondosan kövekkel fedik be, a kötakaró alatt a talaj nyáron jóval nedvesebb marad, mint a be nem fedett helyeken. A kötakaró nedvességet megőrző hatását a Földközi-tenger vidékén gazdálkodók is felhasználják.

#### 3.3.1. Vízhiány

A szerkezetrombolás oka az, hogy a rendszerint nagyon száraz és nagyon felmelegedett talaj-aggregátumok az öntözővíz hatására valóságban szétrobbannak, és apró részecskékre esnek szét, amelyhez az esőszerű öntözéskor még a cseppek ütőhatása is hozzájárul. Az átázott talajfelszín szétesett szerkezeti elemei elfolyósodnak, az öntözővízzel elszállítódnak, és végül a mélyedésekben felhalmozódnak. Kiszáradása után az ilyen terület kicserepesedik.

A leggyakoribb talajhiba a másodlagos szikesedés. Az öntözés hatására a talajvíz szintje a kritikus magasság fölé emelkedhet, ami azt jelenti, hogy a felszínről elpárolgó víz a közeli talajvízből is kaphat utánpótlást. Amikor ez a víz párolog, a talajvízben vagy esetleg a rossz

minőségű öntözővízben oldott sók, közöttük nátriumsók, a felszínre kerülnek, ott megrekednek és felhalmozódnak, vagyis szikesedést váltanak ki.

Az öntözött területek mélyebb részein elvizenyősödés is felléphet. Az itt összegyűlt víz egész évben bonthatja a talajt. A levegőtlenység pedig a talaj termékenységének csökkenéséhez vezethet. Csak a helytelenül végzett öntözés hatására lépnek fel káros változások. A hibák elsősorban az öntözővíz nem megfelelő minőségéből és rossz adagolásából adódnak. A fenti hibák terepegyengetéssel, az öntözővíznormák csökkentésével, a talajvízszint süllyesztésével, esetleg az öntözés felfüggesztésével kerülhetők el.

### **3.3.2. Az öntözés káros hatásai**

A vízhiányt ősidők óta öntözéssel pótolja az ember. Az ókori civilizációk a nagy folyamvölgyekben (Nílus, Tigris, Eufrátesz, Indus) öntözéses gazdálkodást folytattak.

A helyesen végzett öntözéses gazdálkodás jó termést, gazdagságot hoz, a helytelen öntözés viszont az egész társadalomra kiható súlyos következményekkel jár. A helytelen öntözés olyan talajhibákhoz vezet, mint a szerkezetrombolás, a másodlagos szikesedés és az elvizenyősödés.

### **3.3.3. Túl tömött talaj**

A talaj mélyebb szintjeiben gyakran találhatók erősen tömődött, vízzáró rétegek, mint a mészkőpad, a vaskőfok vagy a szikes és erdőtalajok tömődött felhalmozódási szintje. Ezek fellazításakor ügyelni kell arra, hogy közben ne keveredjenek össze az ép talajszintekkel. Ezért olyan eljárásokat kellett kidolgozni, amelyek eredeti helyükön szüntetik meg a tömődöttséget. Közéjük tartozik az altalajlazítás, amelyet a kívánt mélységben lehet elvégezni az erre a célra szerkesztett géppel.

### **3.3.4. Túl laza talaj**

A homoktalajoknak az a legnagyobb hibájuk, hogy a vizet nem képesek raktározni, gyorsan kiszáradnak. E tulajdonságuknak az az oka, hogy nagyon kevés kolloid alkotórész tartalmaznak, amely megköthetné a vizet és a tápanyagokat. Az ilyen talajok hatásosan kezelhetők a réteges homokjavítással. Ennek az a lényege, hogy összefüggő istállótrágya-réteget vagy más, kolloidokban gazdag, természetes vagy mesterséges eredetű réteget terítenek el mintegy 60 cm-es mélységben. Hatására javul a kezelt talaj tápanyag- és vízgazdálkodása.

### **3.3.5. Fölösleges víz**

A levegőtlen viszonyoknál előfordul, hogy a víz valamilyen ok miatt nem tud elfolyni egy területről, emiatt a növények gyökerei nem jutnak levegőhöz. A fölöslegben levő vizet ezért mesterségesen el kell vezetni. Ennek legegyszerűbb módja, hogy árkokat ásnak, amelyeken át a víz elfolyik. Mivel a nyílt árok a szántóföldi művelést nagyon megnehezíti, és sok helyet foglal el, ezért az árokba kiégetett agyagcsöveket fektetnek úgy, hogy azok szorosan egymáshoz érjenek, majd betemetik az árkokat. A víz ekkor az agyagcsöveken keresztül folyik el a területről. Az agyagcsövek helyett gyakran kilyuggatott műanyag csöveket használnak erre a célra. Az eljárást alagcsövezésnek vagy másképpen drénezésnek nevezik. A vízelvezetés



olcsóbb, bár nem ilyen tartós módja, amikor erre a célra készített vakondekével a szükséges mélységben mesterséges vakondjáratot készítenek. A viszonylag tömött falú járatok vezetik el a fölösleges vizet.

Lápterületeken azonban nem elegendő csupán a talajvíz szintjének csökkentése és az esetleges felszíni vizek levezetése, hanem gondoskodni kell arról is, hogy a talajvíz mélysége éppen a tőzegtalajok által megkívánt mélységben legyen. Csak így lehet ugyanis elkerülni, hogy a tőzegtalajok túlságosan kiszáradjanak, ami termékenységükre Ugyanúgy kedvezőtlenül hat, mint a túlzott nedvesség.

A talaj nem megfelelő szellőzésének a következményeit legjobban a városi utakat szegélyező fákon figyelhetjük meg. A kövezettel beburkolt talajba a levegő csak a fa törzse körül meghagyott földtányéron át juthat be. Fiatal fák igényeit ez még kielégíti, az idősebb fákét azonban már nem. A gyökérzet levegőhiánya következtében a fák korán lehullatják a lombjukat, legtöbbször még a bőséges öntözés sem segít, mivel ez is csak a levegőhiányt növeli.

### 3.3.6. Túlzott savanyúság

Leggyakrabban túlzott savanyúságot és a szikesedést kell kémiai módszerekkel megjavítani. Természetes folyamatok eredményeként túlzott savanyúság ott jelentkezik, ahol a talajképződési folyamatok következtében a kalciumionok kimosódnak a talajból, és a talajkolloidok felületét elsősorban hidrogén- és alumíniumionok borítják. A talaj a nem megfelelő műtrágya-használat és a savas esők következtében is savanyúbbá válhat. Ha már eleve savanyú vagy savanyodásra hajlamos talajon huzamosan és nagy adagban savanyító hatású műtrágyákat alkalmaznak, akkor a talaj tovább savanyodik. Ilyen hatása van az ammónium-szulfát, az ammónium-klorid, valamint a kálium –szulfát és a kálium-klorid műtrágyáknak. A növények ugyanis belőlük főként csak az ammónium-, illetve a kálium-ionokat veszik fel, cserébe pedig hidrogénionokat adnak, amelyek nagy mennyiségben nyilvánvalóan jelentősen savanyítják a talajt.

E hiba javítása – gyakori tapasztalatoik alapján – nagyon régi idők óta meszezéssel történik. A római leírások szerint a kelták a mai Anglia területén, egykor márgázással ( $\text{CaCO}_3$  tartalmú kőzet) növelték a talajok termékenységét. A meszezés célja tulajdonképpen az, hogy a talaj kationadszorpcióra alkalmas helyeit kalciumionokkal telítsék. A leggyakrabban alkalmazott javítóanyag a  $\text{CaCO}_3$ .

### 3.3.7. Szikesedés

A szikes talajok kedvezőtlen tulajdonságait az okozza, hogy a nátrium-ionok a felső szintekben nagymértékben felhalmozódnak. Az ilyen talajoknak nincsen megfelelő szerkezetük, rossz a vízbefogadó képességük és a művelhetőségük is. A kémiai talajjavítás feladata a nátrium-ionok lecserélése kalcium-ionokkal. A meszezéses szikjavítás előfeltétele, hogy a talaj felső szintjében ne legyen vízben oldható nátriumsó, és ez még a talajvíz felemelkedésével se kerülhessen oda. Ezt a talajjavítási módot csak akkor szabad alkalmazni, ha előzőleg a talajvíz szintjét a szükséges mélységre leszállították.

Tessedik Sámuel szarvasi lelkész a kertjében tett megfigyelések alapján javasolta a környék

lakóinak, hogy a szikes talajok megjavítása végett kalcium-karbonátot tartalmazó altalajt – sárgaföldet – terítsenek el a szikes talaj felszínén, majd munkálják azt abbe a szántott rétegbe. Mivel Tessedik gazdasági tanintézetet is vezetett, javaslatai széles körben elterjedtek, így hazánkban 1780 óta alkalmazzák a szikesek altalajterítéssel való javítását, a digózást.

### 3.3.8. Túlzott sótartalom

A sós talajban a felszín közelében nagy mennyiségű só (szóda, galubersó, konyhasó, keserűs) halmozódik fel, a pH 9-10 körül van, ezért csak gyér sótűrő növényzet telepszik meg. A sós talajok egy részénél a szóda közömbösítése a fő feladat, erre jól használható a gipsz:  $\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{CaSO}_4 = \text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{CaCO}_3$ . A folyamatban semleges kémhatású termékek keletkeznek, így megszűnik a szódának a növényekre már kis mennyiségben is rendkívül káros hatása. A gipsz kalciumionjai a szóda semlegesítése mellett részt vesznek az agyagos részben lévő nátriumionok kicserélésében is. A vízben jól oldódó nátrium-szulfátot pedig a csapadék-víz előbb-utóbb kimossa a talajszelvény felsőbb rétegeiből.

A gipsz talajjavításra való felhasználását Irinyi János, a gyufa feltalálója már 1839-ben felismerte, de javaslatára nem figyeltek fel, ezért a gipszezés nemzetközi elterjesztése nem az ő nevéhez fűződik.

A sós talajok nagy sótartalmát vízvezetéssel egybekötött talajátmosással is eltávolíthatják olyan területeken, ahol ezt a talaj tulajdonságai és az atmoszféra használt víz minősége lehetővé teszi.

### 3.3.9. Talajoltás

Sok esetben hiányoznak a talajból a természeti kívánt pillangós növényvel szimbiózisban élő Rhizobium baktériumok. Felmerül az a gondolat, hogy ilyenkor mesterséges úton kellene azokat a talajba juttatni. Ismeretes, hogy egyes fafélék gyökereivel együtt élő gombák elengedhetetlenek a fa fejlődéséhez, ezért az ilyen fák telepítésekor mindig gondoskodni kell megfelelő mikorrhizás talaj alkalmazásáról. A mikroszervezetek mesterséges talajba juttatását talajoltásnak nevezzük. Ilyen célra főként Rhizobium-, Azotobacter-készítményeket és mikorrhiza tenyészeteket alkalmaznak.

### 3.3.10. Talajfertőtlenítés

A múlt század kilencvenes éveiben a filoxéra elleni hadjárat hívta fel a figyelmet a talaj káros élőlényekének mesterséges elpusztítására, az ún. talajfertőtlenítésre. Az eljárás különböző formákban már ősidóktól fogva ismert volt. Egyiptomban a talajt napon hevítették, így pusztították el a benne levő kártevőket. Napjainkban elsősorban az üvegházak talajai vannak ilyen veszélynek kitéve. A nagy meleg, a bőségesen adagolt tápanyagok és a nedvesség hatására az élőlények egész serege szaporodhat el bennük; fonálféreg támadják meg a gyökereket, kórokozó gombák lepik el a szarát, leveleket, gyümölcsöket. Olykor a szabadföldön is előfordul, hogy a talajt bizonyos kártevők úgy ellepik, hogy az a növények természetére alkalmatlanná válik. Ide tartozik a „talajuntság” jelensége is, ami elsősorban monokultúrás termelés során lép fel. A huzamosan termesztett növény gyökerei olyan mérgező anyagokat választanak ki a talajba, amelyek megakadályozzák ugyanannak a növénynek a

további eredményes termesztését. Úgy tűnik, mintha az adott növényt a talaj meguntta volna.

Ha az ilyen talajt fertőtlenítek, akkor ezek a kellemetlen hatások megszűnnek. A talajfertőtlenítésnek két alapvető módja van: az egyik a forró gőzzel való hevítése, a másik a napjainkban elterjedtebb vegyszeres fertőtlenítés. Mindkét beavatkozás elpusztítja a kártékony, nemkívánatos kórokozókat.

### 3.3.11. Talajerózió

Azokat a pusztító jellegű folyamatokat, amelyek hatására a talaj felső rétege fokozatosan elvékonyodik, miközben termékenysége egyre romlik, esetleg teljesen alkalmatlanná válik mezőgazdasági termelésre, talajerózióknak nevezik.

Az eróziós talajpusztulásnak különböző megjelenési formái vannak. A csepperóziót a száraz talajra hullott heves esők idézik elő, egyrészt a bezárt levegő túlnyomására visszavezethető aggregátum-robbanás által, másrészt a cseppek mechanikai romboló hatása következtében. A felületi rétegerózióknak az az oka, hogy a szétiszapolt, vagy az épen maradt kisebb aggregátumokat a lejtőt fedő vékony vízlepel rétegszerűen elhordja. A termőréteg ezáltal fokozatosan elvékonyodik, sőt teljesen el is pusztulhat. Sokszor így keletkeznek a jeltős területek kopár sziklái. A barázdás erózió kb 15-20 cm-es – de legfeljebb a szántott réteg vastagságáig terjedő – barázdászerű talajba maródást jelent. Hegy-völgy irányú szántás esetében a barázdás erózió az egész táblára kiterjedhet. Az árkos erózió frissen szántott területen erős zápor után jön létre. A nagy tömegben lezúduló víz mélyen belemar a talajba, a keletkezett árkok mélysége elérheti a 2-3 m-t is. A szakadékos erózió a be nem temetett árkos erózió helyeinek megnagyobbodása révén alakul ki.

Az eróziós talajpusztulás további kártétele az eliszapolódás. A lejtős területéről lehordott talaj egy része a lejtő alján lerakódik, az ott élő növényzetet elborítja, további károkat okozva. Egy-egy felhőszakadás után közutakon és vasúti pályákon is komoly károkat okoz az eliszapolódás.

Az erózió elleni védekezésnek több hatásos módja ismeretes. Az egyik lehetőség sáncok építése a lejtőn, a rétegvonalak mentén, a lejtő irányára merőlegesen. A sáncok a lejtő hosszát szakaszokra bontják, ezzel egyrészt a felületen lefolyó víz sodrását csökkentik, másrészt a víz összegyűjtésével annak a talajba szivárogtatását segítik elő. A teraszok létesítése már komolyabb beruházást igényel. A Föld nagyon sok vidékén a meredek hegyoldalakon csak ily módon lehet huzamosabb ideig növényeket termesztetni.

Egyszerűbb és könnyen megvalósítható talajvédelmi eljárás a szintvonalas művelés. Ennél szigorúan követik a szintvonalakat, tehát kanyargós nyomvonalon haladnak. A területen általában két növényállomány sávjai váltakoznak. Az egyik pl. lucerna, segíti a talaj védelmét, a másik, pl. az árpa kevésbé. A lejtőn esetleg elmozduló talajrészeket a talajvédő sáv növényállománya felfogja. Külföldön ez az eljárás meglehetősen elterjedt.

A vízerózió kártételét nagymértékben csökkenteni lehet a termesztett növény helyes megválasztásával. A lejtős területeken általában az erdő vagy gyepek a természetes növénytakaró, mindkettő jól védi a talajt a lepusztulástól.

A szél pusztító hatása - a defláció – elleni védekezés egyik hathatós módja a szél sebességét csökkentő erdősávok, fasorok, ligetek telepítése. Az is jó védelmet nyújt a defláció ellen, ha a

felszint állandóan növénytakaró borítja. Termesztett növényekkel sajnos ezt legtöbbször nem lehet megvalósítani, ezért a talajtakarás más módszerét kell alkalmazni, pl. a talajt nem élő, hanem holt növényi részekkel, szárral, szalmával stb. fedik be.

### **3.3.12. Talajszennyezés**

A nitrát szennyeződés veszélye kettős: egyfelől egyes tápláléknövények hajtásrészeiben felhalmozódva a táplálékláncba kerülhet, másfelől a talajvízbe mosódhat, elszennyezve ivóvízkészleteinket.

A vizek nitrát szennyezésének elkerülésére vezették be szakterületünkön az első EU-szabályozást, amely a szennyezés mértékének drasztikus csökkentése érdekében korlátozza a szerves trágyák és nitrogén-műtrágyák használatát.

A másik lehetséges talajszennyeződést a toxikus nehézfémek okozzák, amelyek növényre, állatra, emberre egyaránt veszélyesek.

A harmadik talajszennyező anyagcsoportot a növényvédőszer-maradványok, különösen a poliaromás szénhidrogének alkotják. A legújabb keletű szennyezőknek a kőolajszármazékok tekinthetők.

Minden szennyeződésnél a megelőzésen van a hangsúly. A szennyezés létrejötte után már csak nagyon költséges tisztítási módszerekkel szüntethetők meg a káros hatások.

## 3.4.A tápanyag-gazdálkodás talajvédelmi vonatkozásai

### 3.4.1.A nitrogén és a környezet

A nitrogén-körforgalomban igen sok veszteséget okozó tényező van.

- denitrifikációs veszteségek
- az ammónia gáz alakban történő elillanása
- erózió okozta veszteségek
- $\text{NH}_4^+$ -fixáció az agyagásványrácsban
- $\text{NO}_3^-$ -kimosódás.

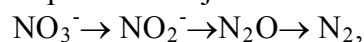
A fentiekén kívül a talaj nitrogéntartalma szempontjából veszteségnek számít a terméssel elvitt nitrogén is.

A talaj nitrát tartalmának a nitrogén oxidációs állapotának változása közben bekövetkező csökkenését denitrifikációnak nevezzük.

A nitrogénveszteségek egy része denitrifikáción alapul.  $^{15}\text{N}$ -tel végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a talajba adott nitrogén 30—50%-a veszendőbe mehet denitrifikáció következtében. Közép-európai viszonyok között, szabadföldi mérésekből kimutatták, hogy csak kb. 7% a biológiai denitrifikáció okozta veszteség (amely azonban 1—16% között ingadozik). A kémiai denitrifikáció még kevesebb veszteséget okoz.

A denitrifikáció a talaj  $\text{NO}_3^-$  tartalmától, a talajvíz telítettségétől, a rendelkezésre álló szén mennyiségétől, a hőmérséklettől és a pH-tól függ.

Ha a talaj nagymértékben telített vízzel (több mint 80%-os telítettség), nagyfokú denitrifikáció történik, Ugyanis anaerob körülmények között néhány baktériumfaj (pl. Pseudomonas) a nitrit- és nitrátionok oxigénjét elektronakceptoraként tudja használni. A redukció lépései:



Ebben a folyamatban az elektron donor, azaz a redukálóanyag a szerves kötésben lévő szén, vagyis a növényi maradványok anyaga. Ez a fajta denitrifikáció csak akkor következik be, ha az oxigén már majdnem teljesen elfogyott a talajban. Különösen a rosszul drénezett, tömődött talajokban történik denitrifikáció, a rendkívül lassú  $\text{O}_2$ -diffúzió következtében. A denitrifikációs folyamat kb. 5 °C-nál indul meg, és mértéke a hőmérséklet emelkedésével fokozódik. 6 pH-érték alatt csekély mértékű, 6—7-nél elég nagymértékű a folyamat. A dinitrogén-oxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ) nemcsak közbenső terméke lehet a reakciónak, hanem végterméke is, amikor is az atmoszférába illanhat, ha a felszínhez elég közel képződött.

A természetes ökoszisztémákban nincs nagy a jelentősége a denitrifikációnak. A mezőgazdasági termelés során nitrogénműtrágyák alkalmazása esetén jelentős  $\text{N}_2$ -vesztések léphetnek fel.

A denitrifikáció előnyös is lehet, ha a gyökérszóna alatt megy végbe, s megakadályozza a nitrát talajvízbe kerülését.

A talajba műtrágyaként juttatott ammóniumionok, valamint a karbamidból képződő ammónia egy proton felvételével ammóniumion alakjában megkötődik a kationcserélő helyeken. Ha a talajnak nagy a kationcserélő kapacitása, nagy a nedvességtartalma és nem lúgos a kémhatása, a gáz alakú ammónia vesztesége minimális lesz. Azt is kimutatták, hogy a talajon lévő növényzet is csökkenti az  $\text{NH}_3$  elillanását. Nagy veszteségek léphetnek viszont fel, a növénytakaró nélküli lúgos kémhatású talajoknál, ha nagy mennyiségű nitrogéntrágyát használnak és azt csak sekély műveléssel dolgozzák be a talajba. Jelentős még az istállótrágyahalmokból vagy a talajfelszínen szétszórt istállótrágyából, esetleg a karbamidból gáz alakban felszabaduló ammónia okozta veszteség.

Az **erózió** egyben nitrogénelhordást is jelent. Ha 1 t talajt visz el az erózió, 4% szerves anyagot feltételezve annak 1/20-a a nitrogén, azaz tonnánként 2 kg veszteség is felléphet. Az erózió következtében fellépő talaj veszteség nem ritkán 10–20 t/ha, és ez 20–40 kg/ha nitrogénveszteséget jelent.

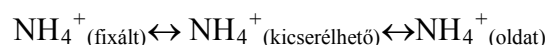
Az erózióval elszállított talaj nagyobb része mezőgazdaságilag művelt területről származik, benne a nitrogén legnagyobb része szerves kötésben van, és folyókba, tavakba kerülve eutrofizációt okoz.

A talajoldatból az agyagásványok rácsai közé beépülő  $\text{NH}_4$ -ionok energetikailag olyan helyzetbe kerülnek, hogy más ionokkal nem cserélhetők ki. Ezt a jelenséget **ammónium fixációnak** nevezzük. A talajokban és az ásványokban 60-900 mg/kg mennyiségben találtak fixált  $\text{NH}_4^-$ -ionokat.

A kis értékek homoktalajokra, a nagyon nagyok agyagtalajokra, illetve csillámokra és illitekre jellemzők.

A növények táplálása szempontjából csak az agyagásványok rétegeinek szélén megkötött (frissen fixált)  $\text{NH}_3$ -ion jöhet számításba.

Ha a talajt ammónium-szulfáttal trágyázzák, akkor — a talaj megkötőképességétől függően — több vagy kevesebb  $\text{NH}^+$  fixálódik viszonylag gyorsan, s csak fokozatosan szabadul ismét fel. A talajban az  $\text{NH}_3$ -ionok 3 fázisban lehetnek jelen. Ezek között egyensúly áll fenn.



Ha a növények a talajoldatból felveszik az  $\text{NH}^+$ -ot, vagy nitrifikáció útján csökken az oldatban a  $\text{NH}^+$ -tartalom, a fixált  $\text{NH}^+$ -ból egy rész szabaddá válhat.

Mivel a káliumionok — hasonló nagyságú ionsugaruk miatt — az  $\text{NH}^+$ -ionokhoz hasonlóan viselkednek, a talajoldat káliumkoncentrációjának növelésekor nő a fixált  $\text{NH}^+$ -ionok mennyisége.

### Nitrát kimosódás

A nitrogén főleg  $\text{NO}_3^-$  alakban mosódik ki. Intenzív növénytermesztés alatt álló talajokon csökken a kilúgozódás.

A kimosódás akkor lép fel, ha sok  $\text{NO}_3^-$  van a talajoldatban, és elegendő víz áramlik lefelé ahhoz, hogy a  $\text{NO}_3^-$  -ot magával vigye a gyökérszóna alá.

A nitrátherelés talajszelvénybeli eloszlásának lehetőségeit a 26. ábra mutatja be, aszerint, hogy milyen folyamat során mozdult el a nitrátanion. Amennyiben csak konvekcióval mozog, egy front mozog lefelé a talajban. Ha a konvekció mellett diffúziós—diszperziós mozgás is van, egy szimmetrikus koncentrációcsúcs halad végig a talaj-szelvényen. A talajkolloidok negatív töltése következtében a negatív töltésű nitrátionok nem kötődnek a talaj szilárd fázisához, így mozgásuk a konvekciós anyagmozgásnál gyorsabbnak tűnik. Ezzel szemben azokon a talajokon, amelyekben pozitív töltésű kolloidok is vannak, az anionok megkötődnek, ezért csökken a nitrátkimosódás mértéke.

A talajban található repedéseken, makropórusokon keresztül jelentős mértékű lehet a nitrátkimosódás.

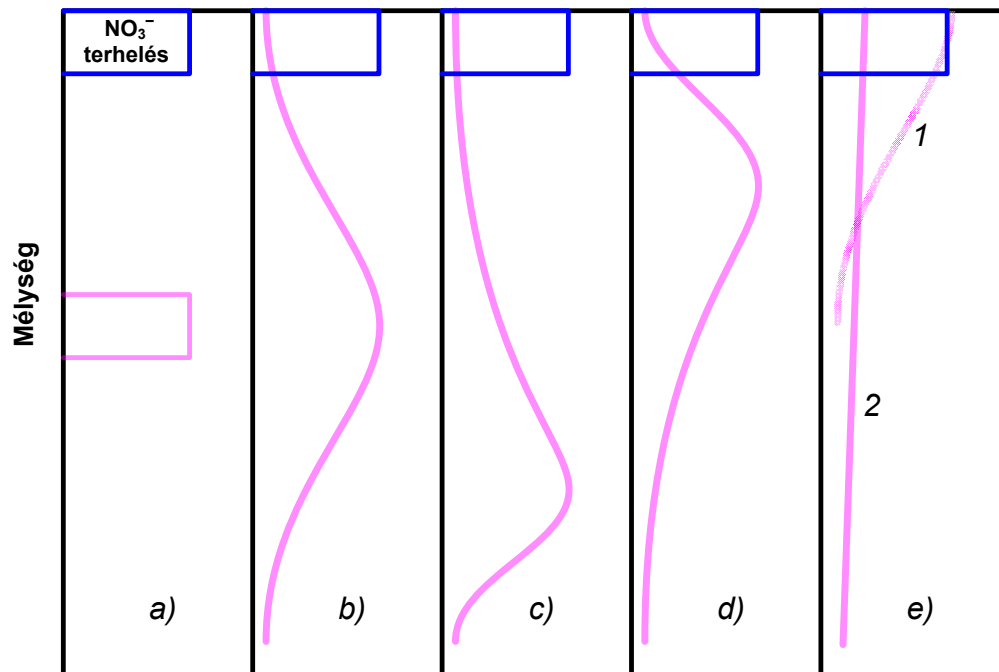
A makropórusokban a víz és vele együtt a nitrát mozgása gyorsabb az átlagos elmozdulásnál, ezzel szemben a mikropórusokban található talajoldat és annak nitráttartalma az átlagosnál lassabban mozdul lefelé.

A nitrátkimosódás természetes feltételei a humid és szubhumid területek talajainál állnak fenn, csak kisebb mértékben a szemiarid vidékeken és alig vagy egyáltalán nem az arid zónában. A humid és szubhumid régiókban a vegetációs periódus után kimosódhat, vagy denitrifikálódhat a talajban maradó nitrát, esetleg mindkettő előfordulhat. Egyes esetekben a  $\text{NO}_3^-$  felhalmozódik az altalajban, majd lefelé haladva a talajvízbe jut. Ez a talaj tulajdonságaitól, a klímától, az adott nitrogénműtrágya mennyiségétől és a termesztési gyakorlattól függ. Az arid és szemiarid a talajban maradó  $\text{NO}_3^-$ , ha a gyökérszónában marad, akkor a következő termés számára nitrogénforrássul szolgál.

Az öntözéses gazdálkodásban fokozottan fennáll a  $\text{NO}_3^-$ -kimosódás veszélye.

A nitrogénkimosódásra nagy hatással van a növényállomány, a talaj fedettsége, a vegetációs periódus tartama és a gyökérszóna mélysége (pl. homoktalajon, szántóföldi hasznosításnál a nitrogénkimosódás 90 kg ha/év is lehet, míg rét, legelő esetében csak 20 kg N/ha/év értéket mértek).

Nyilvánvaló, hogy homoktalajoknál a kimosódás és a mélységben történő nitrátelmozdulás sokkal nagyobb mértékű lehet, mint agyagos talajoknál.



26. ábra A nitrát-N-koncentráció változása a talajban.

- a) A konvekcióval történő mozgás; b) A konvekcióval, diffúzióval és diszperzióval történő mozgás;  
c) A negatív töltésű felület taszítja az anionokat, és ez gyorsítja a mozgást;  
d) Az anion-adszorpció lassítja a mozgást; e) A kerülőutak miatt lassúbb az elmozdulás;  
e/2) Gyors kimosódás a makropórusokon, repedéseken keresztül

Környezeti szempontból napjaink egyik legjelentősebb talajtani problémája a nitrátkimosódás. Hozzájárul a talajvizek és az ivóvízforrások nitrátszennyeződéséhez. Az EUhatártérték 11,3 mg NQ-N/liter, amelyet sajnálatos módon nagyon sok hazai kútvíz nitráttartalma meghalad. A folyóvizekbe és tavakba kerülő nitrátmennyiség pedig hozzájárul az eutrofizációhoz.

### 3.4.2.A foszfor és a környezet

A foszforkörforgalom sok vonatkozásban hasonlít a nitrogén-körforgalomhoz. Lényeges különbség a kettő között, hogy a mikrobiális szerves foszfátasszimiláció valamint a szerves foszfátok mikroorganizmusok által történő bontása során nem következik be oxidációs szám-változás. A nitrogénhez hasonlóan foszforból is jelentős mennyiséget tartalmaz a mikrobák szervezete, és a talaj szerves anyagában is a foszfor a második legnagyobb mennyiségben jelen lévő tápelem.

A foszfor a feltalajból az altalajba vándorolhat, és igen kis mértékben ki is mosódhat a gyökérszónából.

Agyagos talajok feltalajából a foszfor csak 40—60 cm mélyséig vándorol — ezt állapították meg olyan lösztalaj oknál, amelyek évtizedeken keresztül jóval több foszfortrágyát kaptak, mint amennyit a növények ki tudtak vonni. Ugyanezt az eredményt kapták egy szabadföldi kísérlet parcelláiban, ahol 110 éven át 33 kg P/halév szuperfoszfáttal trágyáztak: a



foszforvándorlást réten-legelőn 38 cm mélységig, szántóföldön 50 cm mélységig tudták kimutatni.

A talajon átszivárgó vizek elemzésével megállapították, hogy a foszforkimosódás általában kevesebb, mint 0,3 kg P/ha/év. Természetesen lehetnek olyan körülmények, amikor ennél jóval nagyobb: felláptalajoknál és kevés foszfort adszorbeáló homoktalajoknál, ha nagy mennyiségű víz szivárog rajtuk keresztül és ha vízzeloldható foszfátokkal, híg trágyával vagy kommunális szennyvízzel történik a trágyázás és öntözés. Elősegíti a foszforvándorlást, ha nagy mennyiségű foszfor szerves kötésben van a talajoldatban. Ez a hígtrágyázás és a szennyvízzel történő öntözés esetében áll fenn. A foszforvándorlás durva szemcsés talajokban részben kolloidok alakjában is végbemehet.

Az utóbbi évtizedekben a folyók foszfortartalma 300%-kal nőtt. A növekedés legfőbb oka az, hogy a tisztítószeres foszfort tartalmaznak.

A mezőgazdaságilag művelt talajok legnagyobb foszforvesztése erózió következtében lép fel. Ha azt vesszük alapul, hogy a szántott rétegben 450—1 800 kg P/ha van, akkor egy tonnányi talaj elhordásával 0,2—0,8 kg foszfort is elveszítünk.

A felszíni vizekbe kerülő foszfor mennyisége kritikus kérdés, mert a foszforkoncentráció növekedése indíthatja be az eutrofizációt, az algák elszaporodását. A vizinövények életéhez szükséges többi tápanyag Ugyanis jóval könnyebben eljut az élővizekbe, ahol a produkció korlátja éppen a foszforkoncentráció. Ezért döntő jelentőségű például a Balaton vízminőségének javításával a tóba jutó foszfor mennyiségének drasztikus csökkentése, illetve a már Ott lévő foszfor lehetséges eltávolítása.

### **3.4.3. Kálium és a környezet**

A kőzetekben általában sok kálium van. A talaj összes káliumtartalma 0,2—3,3%. A talajoldat káliumtartalma 1—100 mg/liter között mozog. Csapadékkal 2—6 kg K/ha/év jut a talajba. A káliumellátás természetes körülmények között nem korlátozó tényező a növények fejlődésében.

A káliumkimosódás a gyökérszónából a kálium-műtrágyázás mértékétől, a káliumfixálástól, a talajok káliumtelítettségétől és az átszivárgó víz mennyiségétől függ.

Jelentős lehet a kimosódás agyagban Szegény homoktalajok és művelés alatt álló felláptalajok esetében, mert a K-ionok csak gyengén kötődnek a szerves anyaghoz. Ilyen talajoknál 20—50 kg K/ha/év kimosódásokat is mértek, de nagy mennyiségű híg trágya alkalmazásakor ez még több is lehet.

A mélyebb talajrétegek, amelyek az erózió során felszínre kerülnek, gyakran ugyanolyan vagy nagyobb káliumtartalmúak, mint a felső talajrétegek, ezért erózió hatására a talaj káliumszolgáltató képessége nem változik. Mégis számolhatunk erózió okozta káliumvesztéssel, ugyanis ha 1% a talaj összes káliumtartalma, akkor az erózió okozta káliumvesztéssel, vonatkoztatva a talajból évente átlagosan 653 kg/ha kálium veszhet el.

A trágyaszerek — különösen ha huzamosan és nagy mennyiségben alkalmazzák őket — olykor kedvezőtlen változásokat idéznek elő a talajban. Az intenzív növénytermesztés trágyaszerek alkalmazása nélkül is — a gyökérlégzés hatására — fokozatosan savanyíthatja a talajokat.

Ehhez járulhat még napjainkban a jelentős savas ülepedés hatása is. A műtrágyák, különösen a  $\text{NH}_4^+$  és a nitrogéntartalmúak, szintén hozzájárulhatnak a talajok savanyodásához. Rendszeres mésztrágyázással illetve alkalmankénti meszezéssel megállítható a pH-csökkenés. A műtrágyázás pH-t csökkentő hatása háttérben a Ca- és Mg-ionok szántott rétegből történő elmozdulása áll. A savanyodás fokozódásával párhuzamosan egyes toxikus mikroelemek oldható mennyisége is megnő a talajban. Az ábrázolt (9.14) esetben a gödöllői rozsdabarna erdőtalajon folytatott sokéves műtrágyázás eredményeként a mangán mennyisége növekedett meg kimutatható módon.

A nitrogénműtrágyák a talajba kerülve egyfelől a természetett növények tápanyagául szolgálnak, másfelől a növények által fel nem vett nitrogénmennyiség további átalakulásokon mehet keresztül, illetve elmozdulhat a szántott rétegből. Az  $\text{NH}_4^+$ -ionok nitrifikálódnak, és  $\text{NO}_3^-$ -ionokká alakulnak, vagy szmektit tartalmú talaj okban fixálódhatnak az agyagásvány rácsszerkezetében, illetve lúgos kémhatás esetén gáz alakban elillanhatnak a talajból. A mélyebb talajrétegekbe kerülő  $\text{NO}_3^-$ -ionok egyrészt elvesznek a gyökerek számára, másrészt továbbmosódhatnak a talajvízbe. A foszforműtrágyák hatóanyaga a talajban fele-fele részben szerves illetve szervesetlen formában halmozódik fel. A szerves foszfátvegyületek elsősorban akkor szolgálnak a később természetű növények foszforforrásául, ha a szervesetlen foszfátvegyületek csupán kismértékben hozzáférhetők.

A foszfor a talajba jutva adszorbeált állapotba kerül, vagy az aktuális pH függvényében szervesetlen foszfátvegyületeket képez. Semleges és lúgos közegben elsősorban különböző oldékonyságú kalciumfoszfátok képződnek, míg savanyú talaj okban vas- és alumíniumfoszfátok jönnek létre. Huzamos foszforműtrágyázás hatására jelentősen nőhet a talaj szántott rétegének foszfortartalma. A foszfátionok ugyanis kevésbé mozgékonyak a talajban, és felhalmozódnak a szántott rétegben. Csupán Hollandiában és Dániában, a közeli talajvíz esetében és rendszeres nagy adagú szervesműtrágyázáskor tapasztalták a foszfor talajvízbe jutását.

Szuperfoszfát rendszeres használatakor nagy mennyiségben felhalmozódnak a talajban a műtrágyában ballasztanyagként jelen lévő  $\text{CaSO}_4$  szulfát-ion komponense. Mozcékonyaságuk következtében a mélyebb talajrétegekbe is bemosódhatnak. Gyakran megnövekszik a talajok Cd-tartalma is rendszeres szuperfoszfát-trágyázás esetén.

A káliumtartalmú műtrágyák hatóanyaga a talajba kerülve adszorbeálódik a kolloidok felületén, vagy a kálium kötő agyagásványokban fixálódik, esetleg laza talajokban a mélyebb talajrétegekbe mosódhat. A sokéves műtrágyázás során a talajban felhalmozódó káliumionok már nemcsak a szántott rétegben, hanem a mélyebb talajrétegekben is megtalálhatók.

Tekintettel arra, hogy a mikroelemeket kis mennyiségben alkalmazzák trágyázáskor, nem fejtenek ki számottevő hatást a talaj tulajdonságaira.

A kalcium- és magnéziumtrágyázás — mint korábban bemutattuk — a talaj pH-beállításának eszköze. A szerves trágyák rendszeres nagy adagú alkalmazásakor a kedvező hatások mellett szintén tapasztalható nitrát-kimosódás és az említett foszfátelmozdulás is. Nagy C/N arányú növényi maradványok bedolgozásakor lép fel az ún. pentozánhatás, amelynek eredményeként a talaj mikroszervezetei időlegesen nitráthiányt okoznak a talajban a természetett növények számára.

### 3.5. Földértékelés, talajminősítés

Magyarországon a kataszteri nyilvántartás készítését és adóztatási célra való felhasználását először II. József császár rendelte el. Az adóztatás alapjául szolgáló „tisza hozadékot”, a földek terméseredményeiről kötelezően előírt adatok alapján állapították meg. A rendszer természetesen népszerűtlen volt, hisz a nemesség történelmi előjogaiban érezte magát sértve. Az adóztatásra vonatkozó rendeletét II. József végül is a nagy ellenállás miatt halálos ágyán visszavonta. A kataszteri nyilvántartás bevezetését Magyarországon ténylegesen az 1850. évi császári parancs rendelte el. Eszerint a földadó tárgya minden gazdaságilag hasznosítható földterület. A földadó alapjául szolgáló kataszteri tiszta jövedelmet az átlagos termelési költségek figyelembevételével számították ki. A kataszteri tiszta jövedelmet a közhasználatban aranykoronának nevezik, ami tulajdonképpen az egységnyi földterület relatív értéke. Az aranykorona-érték akkor volt nagy, ha termékeny volt a talaj, ha volt a közelben kövesút, esetleg vasút, közel volt a gazdaság Bécshez, vagy valamely városhoz.

A termőföldek minőségének meghatározása az 1875. évi VII. törvénycikk alapján bevezetett hozadéki kataszteri rendszer szerint történt, mely a földek közötti minőségi különbséget az aranykorona-értékben jelentkező eltéréssel fejezi ki. A rendszer az országot 12 kataszteri területre, ezeket pedig egyenként 20-40 becslőjárásra osztotta. Amennyiben egy becslőjáráson belül viszonylag nagy különbségek voltak, azt tovább darabolták 2-3 osztályozási vidékre. A becslőjárásokon belül járási mintatereket alakítottak ki. A minősítést művelési áganként végezték. Egy-egy művelési ágon belül 8 minőségi osztályba lehetett sorolni a területet. A módszer egyik nagy hibája éppen a fenti felosztásból ered, mivel a földek értéke csak művelési áganként és egy-egy becslőjáráson belül vethető össze, tehát nem ad lehetőséget országos összehasonlításra. Másik igen jelentős hátránya az aranykorona értéknek, hogy nem választható szét a természeti adottságokból (talajtermékenység, domborzat, éghajlat stb.) és a közgazdasági viszonyokból származó értékkülönbség. A maga korában nagyon korszerű, a kor társadalmi, gazdasági viszonyait tükröző rendszer közel 100 év alatt a módosítások ellenére is elavult és egyre erősebben jelentkezett az igény mind tudományos, mind társadalmi körökben egy új, a talaj termékenységét figyelembe vevő, a művelési ágtól független rendszer kifejlesztése iránt.

A hazánkban 1885-óta érvényben lévő hozadéki (kataszteri tiszta jövedelmi, aranykoronás) földminősítési rendszer egyszerű, helyszíni érzékszervi talajvizsgálatokon (talajbecslés) és hozadékszámításon alapult. A földadókatasztert részenként kizárólag adóztatási (földadó) célokat szolgált. A felhasználási terület időközben bővült (kisajátítás, földvédelem, kedvezőtlen adottságú térségek támogatása), mert más földminőség mutató nem állt rendelkezésre.

A bevezetés óta eltelt több mint száz évben a hozadéki rendszer és módszer nem változott, a vele szemben támasztott igényeknek többé-kevésbé megfelelt. A hozadéki rendszer megítélésében azonban már 1979-ben egyetértésre jutottak az elméleti és gyakorlati szakértők, amikor új földértékelési rendszer bevezetését javasolják.

Többen próbálkoztak ilyen értékelési módok kidolgozásával, így pl. Fekete Zoltán már a genetikai talajtípusból kiindulva, azt értékponttal ellátva épített fel egy minősítési rendszert. A talajtípuson belül az alábbi tulajdonságokat vette figyelembe: szövet, kémhatás, termőréteg, szerkezet, humuszállapot, felvehető nitrogén, domborzat, fekvés, alapkőzet, talajvíz, éghajlati körzet. Az ezek alapján adható, ill. levonható pontokkal korrigálta a talajtípusra adott értékszámot, így a talajok értéke 1-100 pont között alakulhatott. Az általa kidolgozott bonitálási rendszert soha nem próbálták ki a gyakorlatban.

A hetvenes évek végén Stefanovits, Fórizsné és Máté kidolgoztak egy rendszert a földértékelésnek a természeti viszonyok által meghatározott részére.

A természeti viszonyokat kifejező talajértékszám, valamint termőhelyi értékszám a földértékelésnek csak egy oldala, a másik pedig a közgazdasági tényezőket kifejező földértékszám. Csak e kettő együttesen képes a föld valós értékét egészében kifejezni.

A talajviszonyok földértékelésben játszott szerepét a talajértékszám érzékelteti. Ez nem más, mint a talaj termékenységnek kifejezője, amely a viszonylagos termékenységen lapuló, 1-100-ig terjedő pontértékkel közelíti meg a talajminőségben fennálló különbségek kifejezését.

Ahhoz azonban, hogy a természeti viszonyok összességének hatása kifejezésre jusson, a talajértéken kívül az éghajlati, a domborzati és a vízviszonyok mérlegelése is szükséges, melyek együttesen – a talajértékszámra épülve – a termőhelyi értékszámot adják meg.

Az értékelés alapvetően a genetikai talajtípusokra, ezen belül az altípusokra épül, a talaj termékenysége alapján határozza meg a talajértékszámot. A talajértékszám meghatározásához tehát a kiindulási alapot a talaj altípusa jelenti, a talaj változatokban megjelenő tulajdonságok pedig korrekcióra adnak lehetőséget. E szerint a bonitálási rendszer szerint a talajértékszám kiszámítása az alábbiak szerint történik: minden altípusnak meghatározott felső és alsó pontszáma van. A maximális értéket az adott altípuson belüli legtermékenyebb változat kaphatja, ebből kell levonni az egyes tulajdonságok szerinti pontértéket. A levonásokat csak az alsó határ eléréséig lehet folytatni.

Mely változati tulajdonságokat vesz figyelembe a rendszer? A talajképző kőzetet, fizikai féleséget, a humuszos réteg vastagságát, a humusztartalmat, a karbonátosságot, szikesedést, a termőréteg vastagságát, tehát csupa a helyszínen, vagy laboratóriumban mérhető, számszerűsíthető talajtulajdonságot. A figyelembe vett jellemzők közül hiányoznak a talaj tápanyagkészletét, illetve vízgazdálkodási tulajdonságait meghatározó adatok. Bár a talajok termékenységét erőteljesen befolyásolja a tápanyagállapot, egyszeri talajtápanyag vizsgálat nem alkalmas a talaj tápanyag gazdálkodásának jellemzésére, így biztosabbnak látszott a tápanyag-dinamikát figyelembe venni, a humusztartalom és a humuszos réteg vastagságának értékelésével. A vízgazdálkodási tulajdonságok erősen befolyásolják a talaj termékenységét, azonban mérésük mind a helyszínen, mind laboratóriumban időigényes és költséges, ezért ezeket szintén csak közvetve, a talaj altípusán és a fizikai féleségen keresztül vették figyelembe a talajértékszám számításánál.

A talaj alaptermékenységét kifejező talajértékszám még nem elegendő egy adott termőhely értékeléséhez, egyéb természeti tényezők módosító hatását is figyelembe kellett venni. Így a domborzat, az éghajlat és a felszíni víz hatásával korrigált talaj értékszámából képezték a termőhelyi értékszámot. A termőhelyi értékszám tehát egy ökológiai értékelés végeredménye, nem tartalmaz közgazdasági elemeket.

Az új talajosztályozási rendszer csak akkor tekinthető teljesnek, ha az ökológiai értékszámra ráépül egy megfelelő közgazdasági értékelés, így kialakítva a komplex földértékszámot, ami már alkalmas lenne az aranykorona tényleges leváltására.

A Stefanovits és társai által kidolgozott bonitációs rendszert az egész országra kiterjedő 1:10.000 méretarányú talajterképezésre épülően lehetett volna bevezetni. 1979-ben mégis két

változatban került az új földértékelés indítására vonatkozó javaslat a döntéshozók elé. Az első variáció a nagyméretarányú talajtérképekre épülő, teljesen új földértékelés, míg a második egy lényegesen olcsóbb, a régi mintaterék felújítása alapján végzett termőhelyi értékszám számítás volt.

A döntéshozók 1980-ban elsősorban anyagi megfontolások miatt nem a nagyméretarányú talajtérképre épülő földértékelési rendszer, hanem az ún. mintateres földértékelési rendszer bevezetését határozták el. Az 1980-85 között folyó munka során a megyei földhivatalok mezőgazdasági az aranykoronás talajosztályozási rendszer mintatereinek újraértékelését végezték el, mintaterenként talaj szelvény feltárással, mintavétellel, laborvizsgálattal, majd ezek eredményére alapozva számították ki a talaj-, illetve termőhelyi értékszámot.

A rendszer alapjaiban kötődött a régebbi minőségi osztályokhoz és a művelési ágakhoz. Egy-egy földértékelési körzetben az adott művelési ágban, az adott minőségi osztályban levő talaj szelvények termőhelyi értékszámait átlagolták és ezek az értékek kerültek az aranykorona leváltására az ingatlan nyilvántartásba. Ebben a formában a 100 pontos rendszer azt az előnyt veszítette el, hogy az ország bármely részén a hasonló természeti adottságú területek összehasonlíthatóak, termőhelyi értékszámuk közel azonos.

A mintateres földértékelés befejezése után derült ki, hogy a termőhelyi értékszámok általában viszonylag jól tükrözik a termőföldek minőségében meglévő különbségeket, a zártkertekben azonban a művelési ágak sűrű váltakozása miatt azonos adottságú földek más-más termőhelyi értékszámokkal rendelkeznek. Döntés született tehát arról, hogy a zártkertekben 8-10 ha-onként kell talaj szelvényt feltárni, a helyszíni és laboratóriumi vizsgálatok alapján a talajfoltokat elhatárolni, majd az elkészült talaj térképek alapján meghatározni foltonként a talaj értékszámot, ill. a termőhelyi értékszámot.

A zártkertek talajtérképes földértékelése 1985-1987 között elkészült az egész ország területére. Ez a munka gyakorlatilag már átmenetet jelentett a talajtérképes földértékelés felé.

A mintateres földértékelés során szerzett tapasztalatok alapján 1985-ben döntés született arról, hogy feltétlenül szükség van a nagyméretarányú talajtérképekre alapozott földértékelés elindítására. Az első lépés a meglévő genetikus üzemi talajtérkép állomány felmérése és minősítése volt. Induláskor a mintegy 6,5 millió ha mezőgazdasági területből 3,2 millió ha rendelkezett genetikus üzemi talajtérképpel és a fennmaradó 3,3 millió ha-on volt szükség új térkép készítésére.

A minősítést a földhivatalok és a növényvédelmi és agrokémiai állomások szakemberei közösen végezték. A végeredmény alapján mintegy 0,3 millió ha bizonyult felújításra alkalmatlannak, így tehát 3,6 millió ha új talajtérkép és 2,9 millió ha térképfelújítás várt a szakemberekre az akkor tervezett 10 év alatt.

A „talajminőség” (soil quality) sokkal gyakrabban használt fogalom az Egyesült Államokban, mint hazánkban. A 90-es évek közepe óta jelentősége közelít a levegő- vagy vízminőségéhez, annak ellenére, hogy definíciója és megítélése a mai napig nem egységes. A talajminőségét kétféleképpen ítélik meg, részben a talajtulajdonságok alapján, másrészt a talaj termőképessége alapján.

A sokféle definíció közül a legelterjedtebb: a talajminőség a talajnak az a képessége, hogy adott földhasználati és ökoszisztéma határok között fenntartja biológiai termőképességét, a víz

és levegő minőségét, valamint hozzájárul az ember, az állatvilág és a növények egészségéhez.

A talajminőség értékelése a gazdasági megfontolások mellett egyre nagyobb figyelmet kap az életminőséggel és a környezetminőséggel kapcsolatosan. A talaj funkciói az élelmiszertermelésben, valamint környezeti szűrő és tompító képességében egyre nyilvánvalóbbak.

A talaj minősége és állapota egyértelműen fontos meghatározója a víz, a levegő minőségének, valamint a növényi és állati egészségnek, vagyis az emberi lét minőségének egyre fontosabb, hogy a talajminőségét meg tudjuk ítélni és azt mérhető mutatókkal ki tudjuk fejezni.

A víz és levegő minőségének megítélésére világszerte standardok állnak rendelkezésre. Tehát a talaj nem kerül közvetlen fogyasztásra és összetétele, funkciója és azt meghatározó tényezők sokkal összetettebbek nehéz a talajra minőségi standardot felállítani. Lal (1994) szerint a talajminőség, a következő tényezők által meghatározott:

$$S_q = f(W_c * S_c * R_d * e_d * N_c * B_d)_t$$

ahol

$S_q$  = talajminőség

$W_c$  = vízkapacitás

$S_c$  = szerkezeti index

$R_d$  = gyökérszóna mélysége

$e_d$  = töltéssűrűség, vagy a kationcsere-kapacitás mértéke

$N_c$  = tápanyag-szolgáltató képesség

$B_d$  = talaj biodiverzitás

$t$  = idő

A regionális és nemzetközi felmérések általában a talaj minőségen kívül más mutatókkal együttesen kerülnek értékelésre és gyakran politikai vagy törvényhozási célúak. Doran és Parkin (1996) fizikai, kémiai és biológiai mutatókat javasol, mint indikátorokat a talajminőség, illetve talaj „egészség” megítélésére. A talajminőséget jelző paraméterek értékelhetősége céljából referencia értékhatárokat fejlesztettek, melyek tartalmazzák a minimális elfogadható értékeket, a maximális és köztes értékeket. Az esetek egy részében a minimális elfogadható értékhez képest kisebb (a térfogattömeg), más esetekben a nagyobb (aggregáltság) értékek kedvezők és végül vannak optimum tartományba tartozó értékek (pH).

A talajok állapotának megfigyelését szolgáló hazai rendszer a “Talajvédelmi Információs és Monitoring” (TIM).

### 3.5.1.A TIM létrehozása, célja

A talaj a mezőgazdaság legfontosabb termelőeszköze, egyben hazánk legfontosabb - feltételelesen megújuló, megújítható - természeti erőforrása. Használata során nem semmisül meg, nem változik meg szükségszerűen és alapvetően, ellentétben a nem megújuló természeti erőforrásokkal. Megújulásuk azonban nem megy végbe automatikusan, hanem állandó és aktív tevékenységet követel. Ennek legfontosabb eleme az ésszerű földhasználat, a talajvédelem.

Egy korszerű agrár-környezetgazdálkodási program kidolgozásának kiindulópontja a talaj állapotának részletes és objektív felmérése, s alapvető feltétele az állapotváltozások folyamatos nyomon követése. A változások és azok tendenciáinak ismeretében lehetőségünk van a

korszerű, eredményes és hatékony állapotszabályozásra, a kedvező változások elősegítésére, erősítésére, illetve a kedvezőtlen változások megelőzésére, kiküszöbölésére, vagy bizonyos tűrészathatárig történő észszerű csökkentésére. Nemzeti érdekek mellett, nemzetközi kötelezettségekből ránk háruló feladat is (az EU csatlakozási szerződés, a közösségi követelményekhez történő igazodás és termőhelyi ellenőrzés, stb.).

A környezetvédelmi és azon belül a talaj állapotának nyomonkövetése. Mindezeket figyelembe véve született döntés a Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM) valósításáról.

A TIM fenntartása és üzemeltetése kizárólagosan állami feladat, működése kiterjed az ország egész területére, művelési ágak, tulajdonjog és egyéb szempontok szerinti korlátozások nélkül. Felügyeletét a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztálya gyakorolja, szakmai irányítását pedig az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete (MTA TAKI) által koordinált szakértői bizottság látja el.

A TIM célja kettős: információt szolgáltatása hazánk talajainak állapotáról, valamint talajkészleteinek minőségében bekövetkező változások regisztrálása és a talajállapot változásainak időbeni nyomon követése a megfelelő szabályozás érdekében.

A szabályozás célja lehet:

- állapotmegőrzés azokon a területeken, ahol a talajállapot jelenleg megfelelő,
- állapotromlás megelőzése, vagy mérséklése azokon a területeken, ahol a talaj-
- állapot megfelelő ugyan, de természeti vagy antropogén veszély fenyegeti,
- állapotjavítás azokon a területeken, ahol a talajállapot most sem megfelelő.

A TIM koncepcióját és rendszertervét az MTA-TAKI irányításával szakértői bizottság dolgozta ki 1991-ben. A tényleges észlelés 1992-ben indult el.

A TIM működtetésének szükségességét a termőföldről szóló 1994. évi LV. törvény is megfogalmazza az alábbiak szerint (VI. fejezet 60. §. (1.) és (2.) bekezdés): "Az állam kialakítja és működteti a talajok minőség szerinti nyilvántartásának rendszerét, talajtérképek és egyéb információs adatbázisok formájában. A talajok minőségi változásainak folyamatos figyelemmel kísérésére mérő, megfigyelő, ellenőrző és információs rendszert működtet. Az állam a mérések, megfigyelések, ellenőrzések tapasztalatai alapján gondoskodik a termőföld minőségének kedvezőtlen alakulását megelőző országos jogi, gazdasági és műszaki szabályozó, illetve érdekeltségi rendszer kialakításáról."

### **3.5.2.A TIM felépítése**

A TIM mintavételi és mérési pontjait kisebb természetföldrajzi egységek jellemző területein jelölik ki. Ezt a feladatot a megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomásokon (NTÁ) dolgozó talajtani szakemberek végezték el, akik a legnagyobb helyismerettel rendelkeztek.

A kijelölésnél alapvető követelmény volt, hogy a mérési pont megfelelően jellemezze a természetföldrajzi egység talajviszonyait, ezzel lehetőséget teremtve a talajállapot jellemzésére és a bekövetkezett változások nyomon követésére. Emellett előnyben részesültek azok a területek, amelyekre ismertek régebbi részletes talajtani adatok (talajtérkép, speciális céltérkép, talajtani szakvélemény, talajvizsgálati eredmény, feltárt talajszelvény stb.), rendelkezésre

álltak, vagy ahol a természeti környezet egyéb elemeire is folynak már mérések (meteorológiai állomás, talajvízszint észlelő kút, földtani mélyfúrás stb.).

Fenti szempontok figyelembevételével 1236 pont került kijelölésre.

A mérőhálózat 3 megfigyelési pont típust foglal magába:

- országos törzsmérő hálózat (I), 865 pont. Mezőgazdasági művelésű területeinken.
- erdészeti mérőpontok (E), 183 pont. Az erdei ökoszisztémák alatti talajokon.
- speciális mérőhelyek (S), 188 pont. Veszélyeztetett (pl. ivóvízbázisok) vagy szennyezett (pl. hulladék és veszélyes hulladék lerakóhelyek) területeken.

### **3.5.3.A TIM program keretében végzett vizsgálatok**

#### **Helyszíni vizsgálatok a TIM pontokon**

Az első felvételezés 1992 őszén történt, amikor valamennyi helyszínen, szabályos talajszelvény feltárássra és nagyon részletes helyszíni vizsgálatokra és teljes vizsgálati körre kiterjedő laboratóriumi mérésekre került sor, az alapállapot rögzítése céljából.

Azóta az egyes TIM pontokon évente, szeptember 15. és október 15. között történnek helyszíni megfigyelések és mintavétel. Annak rögzítése, hogy a mintavétel minden évben azonos időben történjen, azért fontos, mert néhány talajtulajdonság erőteljes szezonizációt mutat és csak a közel azonos időben vett minták eredményei vethetők össze az évek során. Az időpont kijelölésénél másik fontos szempont volt, hogy viszonylag kevés mezőgazdasági kultúra borítsa a területeket, hogy a helyszíni munkával lehetőleg minél kevesebb kárt okozzanak. A vizsgálati eredmények összevethetősége miatt nagyon fontos, hogy a minták közel azonos helyről származzanak, ezért előírás, hogy a mintavételt minden évben a kijelölt pont 50 m-es körzetében kell végrehajtani. Ahhoz, hogy ez megoldható legyen hosszú éveken keresztül, rendkívül pontosan kell az eredeti pont helyét meghatározni. Ezért a mérési munkák megkezdésekor az első évben minden talajszelvény helyét pontosan bemérték GPS (Global Position System) készülékkel, majd a GPS koordinátákat számítógépes korrekció után átszámították földrajzi koordinátákra. Ez lehetővé teszi egyrészt azt, hogy minden évben pontosan visszataláljunk a szelvény helyére (navigálás GPS-el), másrészt azt, hogy a keletkezett adatok földrajzi információs rendszerben (GIS) tárolhatók, feldolgozhatók legyenek.

Az évente történő mintavételezés az első évben feltárt és részletesen leírt talajszelvények genetikai talajszintjeinek mélységből fúrással történik a különböző vizsgálatok céljára.

#### **Laboratóriumi vizsgálatok**

Az alapállapot rögzítése érdekében az első évben teljeskörű vizsgálatokra került sor. Ezt követően a vizsgálandó talajtulajdonságok időbeli változékonyságától függően a vizsgálatokat évente, 3 vagy 6 évenként kell megismételni (3.1. táblázat).

### **3.5.4.A TIM működtetése**



A termőföldről szóló 1994. évi LV. törvény megfogalmazza, hogy a TIM működtetése az állam feladata, ennek megfelelően a munka központi felügyelete és a költségek fedezetéül szolgáló pénz biztosítása a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály feladata.

A szakmai koordinálást, az egyéb információs és monitoring rendszerekkel történő összehangolást és a nemzetközi harmonizáció biztosítását az MTA TAKI irányításával működő szakértői bizottság látja el.

A helyszíni és laboratóriumi vizsgálatokat, tehát a TIM gyakorlati működtetését a megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi Szolgálat nagy szakmai tapasztalattal rendelkező szakértő gárdája végzi. A talaj és talajvíz minták laboratóriumi vizsgálata, valamint a speciális növényvédőszer maradék vizsgálatok, 5 regionális talajvédelmi laboratórium feladata. A mikrobiológiai vizsgálatok végzése a Baranya megyei Állomáson működő Talajmikrobiológiai Laboratórium feladata. A TIM helyszíni és laboratóriumi munkáinak a koordinálását a Budapest Fővárosi Növényegészségügyi és Talajvédelmi Szolgálat Környezetvédelmi Osztálya látja el. A különböző méréseket végző laboratóriumok valamennyien akkreditáltak.

A mérési adatok összegyűjtésének, tárolásának, kezelésének és értékelésének feladatait a földrajzi információs rendszer (GIS) alapján működő számítógépes "szakértői rendszer" oldja meg. Ezen keresztül valósulhat meg a TIM kapcsolódása a KIM többi alrendszeréhez, valamint az egyéb környezetvédelmi információs rendszerekhez, ill. a regionális talajvédelmi monitoring rendszerekhez.

A feldolgozások országos, regionális és megyei szinten történnek és lehetőséget adnak az idősoros összehasonlításra is. A mért adatok feldolgozását, publikálását a TIM Szakértői Bizottság vezetésével és közreműködésével a növényegészségügyi és talajvédelmi szolgálat szakemberei végzik.

Ahhoz, hogy a TIM komoly szerepet játsszon talajaink védelmében, nyitottnak és publikusnak kell lennie, ezért a TIM alapadatai megfelelő feldolgozás után kiadványban nyilvánosságra kerülnek, majd ezt követően az éves változásokról is beszámolókat kell készíteni.

21. táblázat A TIM országos törzs-mérőhálózatában meghatározásra kerülő talajtulajdonságok

Meghatározandó talaj-jellemző	Indulás kor	Évente	3 évente	6 évente
Térfogattömeg	*			
Mechanikai összetétel	*			
Arany-féle kötöttségi szám (KA)	*			
Higroszkóposág (hy2)	*			
Teljes vízkapacitás (pFO)	*			
Szabadföldi vízkapacitás (pF 2,5)	*			
Holtvíztartalom (pF 4,2)	*			
Hasznosítható vízkészlet (pF 2,5-pF 4,2)	*			
CaCO <sub>3</sub> -tartalom ha > 5 %	*			*
ha 1-5 %	*		*	
ha < 1 %	*	*		
pH deszt.vízben ha a CaCO <sub>3</sub> tartalom > 1 %	*		*	
< 1 %	*	*		
pH nKCl-ben ha a CaCO <sub>3</sub> tartalom > 1 %	*		*	
< 1 %	*	*		
Hidrolitos aciditás, ha a talaj nem karbonátos	*	*		
Kicserélődési aciditás, ha a talaj nem karbonátos	*	*		
Összes vízoldható só tartalom	*			*
Összes só szikes, vagy arra hajlamos talajok	*	*		
1:5 arányú vizes kivonat elemzése (CO <sub>2</sub> <sup>3-</sup> -HCO <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> ) /nagyobb só tartalmú talajokon/	*			*
Szódalúgosság (szikes talajokon)	*		*	
Szervesanyag tartalom	*		*	
Adszorpciós kapacitás	*			*
Kicserélhető kationok összetétele (Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> )	*			*
Összes N-tartalom	*		*	
Nitrát-nitrit tartalom	*	*		
"Felvehető" növényi tápelemek mennyisége (P,K,Ca,Mg,Cu,Zn,Mn,Na,Fe, B,Mo)	*		*	
"Toxikus"(vagy toxikussá válható) elemek mennyisége:(Al,As,B,Cd,Co,Cr,Cu,Hg,Mn, Mo,Ni,Pb,Zn)	*		*	
Cellulóz teszt a talaj biológiai	*		*	
Dehidrogenáz aktivitás aktivitásának	*		*	
CO <sub>2</sub> -produkció jellemzésére	*		*	
Természetes radioaktivitás	*		*	
Talajvíz kémiai összetétele(pH, EC, Ca <sup>2+</sup> ,Mg <sup>2+</sup> ,Na <sup>+</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ·HCO <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .)	*	*		

### 3.6. Talajvédelmi számítási feladatok

#### 1. feladat

Egy kisváros szennyvíztisztító telepén 2539 m<sup>3</sup>/év szennyvíziszap keletkezik, melyet szántóföldi kihelyezés útján kíván ártalmatlanítani. Az iszap minőségi paraméterei, a talaj tápanyag és mikroelem tartalma, valamint a természetett növény elemfelvételének figyelembe vételével megállapították, hogy 21 t/ha iszap sz.a. helyezhető el évente. Az iszapot a felső 60 cm-es művelt rétegbe egyenletesen beforgatják. A talaj térfogat tömege 1,4 g/ cm<sup>3</sup>. Az iszap és a talaj toxikus elemtartalmát az alábbi táblázatban foglaltam össze. A terhelési számítások során megállapítást nyert, hogy a mértékadó nehézfém a Zn.

Feladat: Hány évig helyezhető ki a mértékadó nehézfém minőségi paraméterei ismeretében fenti dózisban a szennyvíziszap?

Toxikus elem	Mért koncentráció szennyvíziszapban ppm	Mért koncentráció talajban ppm	Határérték talajra 50/2001. Korm. Rendelet szerint
As	0,89	2,83	15
Zn	637	67,2	200
Hg	0,5	0,005	0,5
Cd	0,5	0,26	1
Co	2,97	5,67	30
Cr	76	18,8	75
összes			
Mo	0,005	0,005	7
Ni	22	38,4	40
Pb	1	24,7	100
Cu	224	10	75

Megoldás:

- Az iszapban 637 g/t Zn van (fenti táblázat). A 21 t/ha kihelyezett iszappal 13377 g Zn kerül a talajba ha-onként. Ez a talaj felső 0,6 m-es részében oszlik el. Ki kell tehát számolni, hogy ezen felső talajrészletben milyen Zn koncentráció növekedés következik be évente.
- A talaj térfogattömege 1,4 t/m<sup>3</sup>. A felső 60 cm-rel számolva 0,6\*1,4= 0,84 t/m<sup>2</sup> földtömegről beszélhetünk.
- A 10 000 m<sup>2</sup> –es földterületen 8 400 t termőföld van (10000 m<sup>2</sup> \* 0,84 t/m<sup>2</sup>).
- 13377 g / 8400 t= 1,59 g/t évenkénti Zn koncentráció növekedéssel jár az iszap kihelyezés.
- A talaj Zn tartalma 67,2 g/t (1. táblázat). A talajra megadott Zn határérték (50/2001. (IV.3) Korm. Rendelet) 200 ppm.
- 200ppm -67,2 ppm= 132,8 ppm.
- 132,8 / 1,59 = 83,52 -> 83 évig helyezhető ki a fenti koncentrációban nehézfémeket tartalmazó szennyvíziszap a területre.

## 2. feladat

Egy település a szennyvíztisztító telepén évente 850 m<sup>3</sup> szennyvíziszap keletkezik. Az iszap térfogat tömege 1,1 g/cm<sup>3</sup>. A keletkező szennyvíz iszapot mezőgazdasági kihelyezéssel kívánják ártalmatlanítani. A szennyvíziszap összes N tartalma 15 599 mg/kg (szárazanyag). A 49/2001. (IV.3) Korm. Rendelet értelmében „éves szinten a szerves trágyával kijuttatott nitrogén mennyisége nem haladhatja meg a 170 kg/ha értéket, beleértve a legeltetés során az állatok által közvetlenül kijuttatott, továbbá a szennyvizekkel és szennyvíziszapokkal kijuttatott mennyiséget is”. Mennyi tisztított iszap helyezhető el évente ha-onként a kijelölt szántóterületen, ha az iszap szárazanyag tartalma 60 %? Hány ha kihelyező területre van szükség?

### Megoldás:

- Az iszap 15,6 kg N-t tartalmaz tonnánként. Max. 170 kg az évente ha-onként kihelyezhető mennyiség:  $170/15,6 = 10,89$  t/ha iszap sz.a. kihelyezésére van lehetőség.
- A iszap 60% sz.a. tartalommal rendelkezik. Ezt figyelembe véve 18,2 t tisztított iszap helyezhető el ha-onként.
- Az iszap térfogat tömege 1,1 g/cm<sup>3</sup>. Mennyisége 850 m<sup>3</sup>/év. Ez tonnában kifejezve  $850 * 1,1 = 935$  t tisztított iszapot kell elhelyezni.
- $935 / 18,2 = 51,37$ , azaz 51,2 ha területre van az Önkormányzatnak szüksége az évente keletkező iszap biztonságos elhelyezéséhez.

## 3. feladat

Egy környezeti mintában (talaj) a kicserélhető bázisok az alábbi mennyiségben vannak jelen:

Talajminta jele	Ca mg/100g	Na mg/100g	Mg mg/100g	K mg/100g	Na %*
1.	4165	845	242	492	?
2.	3218	202	258	180	?

Mennyi a minták S értéke? Mennyi a minták Na%-a? Hogyan értékelhető a két minta szikesítő hatása a kicserélhető Na –ionok relatív mennyisége alapján ((Na<sub>S</sub>%)?)

### Megoldás:

- Első lépésben át kell számítani a mért Ca, Mg, Na és K koncentrációkat, mg/kg értékeket mgeé/100g-ra. Ehhez a 3. táblázat tartalmazza az átszámításhoz szükséges egyenérték tömegeket, amit az atomtömeg/vegyérték hányados alapján számolhatunk.

1. minta

Ion	Egyenérték tömeg (g)	Számítás	mgeé/100g
Ca <sup>2+</sup>	20,05	$4165/20,05 =$	207,7
Mg <sup>2+</sup>	12,15	$242/12,15 =$	19,92
Na <sup>+</sup>	23,00	$845/23 =$	36,7
K <sup>+</sup>	39,10	$492/39,1 =$	12,58

3.táblázat

- S érték számítása =  $(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+})$  mgeé/100g.
- Az 1. minta S értéke 276,94 mgeé/100 g.

- Az 1. minta  $\text{Na}_{\text{S}\%}$ -a:  $(36,74/276,94) * 100 = \underline{13,3\%}$ . A talaj 5-15% közötti kicserélhető Na tartalom esetén már észrevehetően kedvezőtlen hatást fejt ki, szikes a talaj.

A fenti alapján határozd meg a 2.minta S értékét és  $\text{Na}_{\text{S}\%}$ -t!

#### **4. feladat**

A savanyú talaj javításához szükséges mészadag megállapítása a hazai gyakorlatban a hidrolitos aciditás ( $y_1$ ) és a kötöttségi szám ( $K_A$ ) alapján történik. Kreybig és munkatársai által bevezetett tapasztalati összefüggés szerint az  $y_1$  értéket megszorozva a kötöttségi szám/10 értékkel, megkapjuk az 1 kh (1 ha= 1,74 kataszteri hold) terület felső 20 cm-es rétegének javításához szükséges  $\text{CaCO}_3$  mennyiséget q-ban.

$$M = y_1 \times K_A / 10$$

Hány tonna mészkőpor szükséges annak a 15 ha-os területnek a javításához, amelyen a talaj kötöttségi száma ( $K_A$ ): 46, hidrolitos aciditási értéke ( $y_1$ ): 13? A mészkőpor 96%  $\text{CaCO}_3$ -t tartalmaz.

Megoldás:

- $\text{CaCO}_3$  mennyiségének számítása q-ban 1 ha-ra:  $13 \times 4,6 \times 1,74 = 104,05 \text{q}$ .
- t/ha-ra számítva: 10,4 t  $\text{CaCO}_3$  szükséges 1 ha-ra
- A 15 ha-nyi területre 156 t  $\text{CaCO}_3$  kell.
- Mivel a mészkőpor 96%  $\text{CaCO}_3$ -t tartalmaz, így abból 162,5 t beszerzése szükséges.

#### **5. feladat**

Javítási szempontból a szikes talajokat három csoportra osztjuk:

- a gyengén savanyú feltalajú szikesek
- gyengén lúgos feltalajú
- erősen lúgos feltalajú szikesek.

Az első csoportba tartozó talajok a legalkalmasabbak a szikesek közül a művelésre, s ezek javítása meszezéssel megoldható. A mészszükségletet ( $\text{CaCO}_3$  hatóanyagban) a kicserélhető Na tartalom alapján a felső 20 cm-es talajrétegre adjuk meg. A számítás módja:

$$\text{CaCO}_3 \text{ (t/ha)} = \text{Na}_x \times A \times M \times p \times E / 100\,000$$

Ahol:  $\text{Na}_x$  = a talaj kicserélhető Na tartalma mgeé/100g-ban,  $A = 10\,000 \text{ m}^2$ ,  $M$  = a javítandó talajréteg vastagsága m-ben (0,2 m),  $p$  = a talaj térfogattömege ( $\text{t/m}^3$ ),  $E$  = a  $\text{CaCO}_3$  egyenérték tömege (=50).

Mennyi mészkőpor szükséges annak a 28 ha-os területnek a javításához, amelyen a talaj kicserélhető Na tartalma 13,5 mgeé/100 g, a talaj térfogattömege  $1,56 \text{ t/m}^3$ , s a mészkőpor 97%  $\text{CaCO}_3$ -t tartalmaz?

Megoldás:

- $\text{CaCO}_3 \text{ (t/ha)} =$   
 $13,5 \times 10\,000 \times 0,2 \times 1,56 \times 50 / 100\,000 = 13,5 \times 0,2 \times 1,56 \times 50 / 10 = \underline{21,06 \text{ t/ha}}$
- A 28 ha-os területre 589,7 t  $\text{CaCO}_3$  szükséges.
- Ez 97%-os  $\text{CaCO}_3$  tartalom mellett 607,9 t mészkőpor beszerzését teszi szükségessé.

## 4. TALAJSZENNYEZÉS ÉS TISZTÍTÁS

### Bevezetés

Napjainkban az emberi tevékenység hatalmas mennyiségű szennyezést zúdít a környezetre a természeti erőforrások pazarlására ösztönző fogyasztói társadalom miatt. Mivel makroszkópos szinten a talaj, a pedoszféra egy vékony, törékeny határréteg a litosféra felszínén, így nemcsak a közvetlenül talajra, hanem a levegőbe, vizekbe került szennyezések is a talajra kerülnek, amelyen keresztül folytonos az anyagtranszport, a szennyezések elmozdulhatnak a lito-, a bio-, a hidro- és az atmoszféra felé. A talaj öntisztulási mechanizmusa nem tud megbírkózni az óriási szennyezés terheléssel.

A talajszennyezés antropogén forrásai:

- Ipar: pl. szállóporok (cementgyártás), füstgázok, olajok (kőolajkitermelés és feldolgozás), nehézfém-ionok (galvanizálás), felületaktívanyagok/tenzidek (forgácsolás).
- Közlekedés, szállítás: pl. utak sózása, kipufogógázok (nitrogén-oxidok (NOX), korom, stb.), olaj-kiömlések (vezetékek, tartálykocsik).
- Mezőgazdaság: pl. műtrágyázás, növényvédelem (fertőtlenítők, peszticidek), állattenyésztés (hígtrágyák, antibiotikumok, szteroidok).
- Kommunális – emberi élet melléktermékei, pl. háztartási szemét, szennyvíz (olajok, zsírok, detergensok anionos tenzid és foszfát komponensei).

A szennyezőanyagok összetétele mindig kérdéses. Megítélésüknél különböző szempontokat kell figyelembe venni:

- hova pl. levegőbe, vízbe, szárazföldre, történik a kibocsátás,
- milyen halmazállapotú (gáz, folyadék, szilárd) a szennyezés,
- milyen kockázatot, problémát jelentenek,
- mennyire veszélyesek (éghető, robbanékony, korrozív, reaktív, toxikus, stb.)

## 4.1. Szennyezés-talaj kölcsönhatás

A szennyezések transzportját a talajt felépítő komponensek (talaj alkotók) és a szennyezések közötti kémiai, fizikai és biológiai reakciók (folyamatok) határozzák meg, amelyeket általában, mint szennyezés-talaj kölcsönhatás („catch-all” term) azonosítják. Nehéz azonosítani vagy kategorizálni a folyamatok teljes körének hozzájárulását, amelyek a szennyezések és a talajalkotók között lejátszódnak a szennyezések transzportja során.

### 4.1.1.A szennyeződések megkötődése a talajok szilárd fázisán

Mikroszkópos szinten a talaj összetett háromfázisú rendszer, a szilárd, a folyadék és a gáz halmazállapotban lévő sokféle komponens együttlétezése, amelyben a szilárd fázis pórusrendszerének üregeit folyadék (talajoldat: oldott sókat, szervesanyagokat és gázokat tartalmazó vizes oldat) és gáz (talajlevegő: széndioxidban dús) tölti ki. A talajban lejátszó folyamatokban meghatározóak a határfelületi egyensúlyok, azaz

- a szilárd/folyadék (a talaj szilárd részecskéi és a vizes oldat)
- a szilárd/gáz (a talaj szilárd részecskéi és a talajlevegő), valamint
- a folyadék/gáz (a talajoldat és a talajlevegő) fázisok között fennálló anyagmozgások.

Oldott és kolloidális szennyezők transzportját, transzport modellekkel ([www.epa.com](http://www.epa.com)) írják le, amelyek figyelembe veszik a szennyeződések

- i) felhalmozódását,
- ii) elmozdulását és
- iii) sorsát (“fate” végzetét)

kontrolláló változatos folyamatokat.

Mi a vivő? Az elsődleges szállító vagy transzport ágens a víz, a talaj folyadék fázisa. Így meghatározó tulajdonság a szennyezések vízben való oldhatósága, amelyet az oldhatósági szorzattal vagy megoszlási hányadossal, gyakran az oktanol/víz ( $K_{ov}$ ) fázisok között, jellemezzük. A talajoldat összetétele befolyásol olyan koncentráció-függő tulajdonságokat, mint az ozmózis nyomás, a kémiai potenciál. A szennyezések megkötődésében alapvető kölcsönhatásoknál figyelembe kell venni a következő lényegi összetevők tulajdonságait:

- az oldott anyagok – ionok, molekulák, a pórus folyadékban oldódó vegyületek,
- a vizes fázis – az alapvetően oldószernek tekintett pórus folyadék,
- a szilárd felületek – a talaj szilárd fázisa (kristályos és amorf ásványok, szerves anyagok, stb.)

Mivel az oldott anyagok, itt a szennyezők vizes fázisból a szilárd felületekhez való elmozdulását, a megkötődésüket kontrolláló alapvető folyamat a talajrészecskéken lévő kémiai reaktív csoportokkal való kölcsönhatásuk, így a szennyezőanyagok kémiai tulajdonságai, polaritása, ionossága, reaktív funkciós csoportjai szerint csoportosíthatók:

- szerves (pl. oldószerek, peszticidek, polimerek) funkciós csoportok nélkül, ill. oxigén (karbonil, karboxil, hidroxil, metoxi, észter) és nitrogén (amino, nitril, imino) tartalmú csoportokkal:
  - apoláris (pl. alifás és aromás szénhidrogének, olajok, zsírok)
  - poláris (pl. alkoholok, glikolok, ketonok, fenolok, tenzidek)
- szervesetlen (pl. nehézfém sók, savak, lúgok, cianidok)
- ionos, pH-függő töltéshordozó (pl. aminok, karbonsavak, zsírsavak, fenolok)
  - anionos (pl. szerves savak, foszfát, nitrát, zsíralkohol szulfonátok)

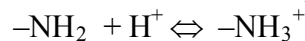
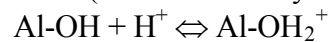
- kationos (pl. szerves bázisok, fém-ionok)
- savak (pl. sósav, kénsav, szervesanyag bomlástermékek – ecetsav, propionsav, vajsav) és bázisok (pl. nátronlúg, szóda, anilin)
- pH-függő oldhatóságú (pl. hidrolizáló fém-sók)
- komplexképző (pl. cianid, foszfát), stb. vegyületek.

#### 4.1.2.A szennyezések megkötésére alkalmas szerves és szervetlen felületi aktívhelyek a talaj részecskéken

##### Poláris helyek (hidrofil - vízkedvelő):

- állandó negatív töltések: az agyagásványok kristályrácsában az izomorfi helyettesítések ( $X^{n-}$ ), amelyeket a hidratált cserélhető kationok ( $M^+$ ) semlegesítenek ( $nM^+X^{n-}$ )
- pH-függő töltéshelyek: a felületi -OH csoportok az oxidokon, hidroxidokon (pl. Fe-OH a vas-oxidokon, Al-OH az alumínium-oxidokon) és az agyagásványok élein ((Si-O)Al-OH), valamint a humuszanyagok jellemző savas -COOH, Ph-OH és általában kis mennyiségű bázikus -NH, -NH<sub>2</sub> csoportjai, amelyeken az oldat pH-jától és az ionösszetételtől függő előjelű és mennyiségű töltés alakul ki a következő folyamatokban:

protonálódás (savas körülmények, H<sup>+</sup> felesleg), pl.



deprotonálódás (lúgos körülmények, OH<sup>-</sup> felesleg), pl.



##### Apoláris helyek (hidrofób - víztaszító):

- semleges sziloxán síkok (pl. kvarc kristály lapok, szilika tetraéder réteg felületek az agyaglamellákon)
- a humuszanyagok hidrofób (pl. alkil láncok, kondenzált aromás) molekulárisai.

A szennyezések megkötődését tekintve lényeges, hogy a talaj részecskék a felületükön lévő humusz fedések miatt általában negatív töltésűek a legelterjedtebb 4,5-9,0 közötti pH-tartományban.

A vizes fázisban oldott anyagok és a szilárd felületek közötti kölcsönhatások fizikai, fizikai-kémiai, határfelületi elektromos és kémiai erőket foglalnak magukban. Az alábbi folyamatok határozzák meg oldott anyagok (adszorptívum) vizes fázisból a szilárd felületekhez való elmozdulását általában, így a szennyeződések megkötődését is a talajok szilárd fázisán:

- 1) Adszorpció (felületi megkötődés), talajok esetén elterjedt a szorpció elnevezés, amely akkor helyes, ha az adszorpció, az adszorptívum felületi felhalmozódása (pl. apoláris molekulák – pl. vízben rosszul oldódó peszticidek – megkötődése a homok szemcsék lapjain) mellett az abszorpció, az oldott anyagoknak a szilárd fázis belsejébe való behatolása is megtörténik (pl. apoláris molekulák beoldódása a talajszemcséken lévő humuszanyag réteg hidrofób részeibe). Az adszorpció létrejöhet nem-specifikus (fizikai) és specifikus (kémiai) kötőerőkön keresztül, ettől függően megkülönböztethető a
  - fizikai adszorpció (fiziszorpció), ahol nagyobb hatótávolságú, gyenge (un. van der Waals) erővel kötődnek főleg az apoláris molekulák a felületen, az ionok pedig elektrosztatikus vonzással (a töltéshordozó felületek az ellentétes töltésű ionokat vonzzák, pl. a negatív töltésű agyagásványrészecskék a cserélhető kationokat), és a



- kémiai adszorpció (kemisorpció), ahol kis hatótávolságú kémiai (a vegyérték elektronok részvételével) kötések alakulnak ki, felületi vegyületek képződnek ionos, kovalens vagy koordinatív kötással (azaz a kémiai kötések alaptípusain keresztül). Koordinációs kötással ligandumok (pl. a szerves hidroxil-, cianid- és foszfát-ionok, a szerves oxigén tartalmú karboxil, fenolos hidroxil, karbonil vagy nitrogén tartalmú csoportok) kötődnek a elektronpár donor-akceptor mechanizmussal a felületi fémionokhoz (pl. alumínium-ionokhoz az agyagásvány lamellák élein, vas-ionokhoz a vasoxid szemcsék felületén), vagy a talajszemcsét borító humuszanyagok ligandumjaihoz (sokféle oxigén és nitrogén tartalmú kötés hely) kötődnek fém- (pl. réz-, kobalt-, nikkel-) ionok és komplexképződés játszódik le a felületen. Talajban nagyon elterjedt a felületi és az oldatfázisbeli komplexképződés, az irodalomban gyakran külön csoportban tárgyalják.
- 2) Precipitáció (kicsapódás), amikor oldhatatlan szilárd fázis (különálló részecskék vagy felületi rétegek, foltok formájában) válik ki gyakran a pH változása miatt túltelítetté vált talajoldatból. Talajokban közönséges pH-kon a szennyező nehéz fém-hidroxidok (pl.  $\text{Cu}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ ) kicsapódnak, ha a talaj pH-ja a precipitációs pH-zónájukba esik. A több vegyértékű fémek hidroxidjai elsősorban a kation-cserére alkalmas részecskék (pl. agyaglamellák lapjai) felületén válnak ki, mivel a fém-ionok kationcsere révén felhalmozódnak a felületen, koncentrációjuk nagyobb a felületközeli térben, mint az oldatfázisban, így a határfelületi réteg hamarabb válik túltelítetté.

A szennyeződések megkötődését a talajok szilárd fázisán a fentebbi általános folyamatok alapján lehet tárgyalni. A talajokra került szennyezések sorsának megítélése bonyolult, mind a talaj, mind a szennyezés egyedi tulajdonságainak alapos ismeretét követeli meg. Néhány általános elvként meg lehet fogalmazni azonban, hogy

- minél rosszabb a szennyezőanyag oldhatósága a talajoldatban, annál jobban adszorbeálódik a talajrészecskéken,
- a kationok, különösen a két és több vegyértékű fém- (pl. kadmium-, cink-, ólom-) ionok, valamint a kationos szervesanyagok (pl. atrazin (peszticid), metilénkék (festék), kationos tenzidek) erősen adszorbeálódnak (nagy affinitással kötődnek) a talajrészecskéken,
- az anionok, amelyek nem alkalmasak komplexképzésre, különösen ha jól hidratáltak (pl. nitrát), nem kötődnek meg a negatív töltésű talajrészecskéken, így ezek transzportja a talajoldattal a legvalószínűbb.

Fontos hangsúlyozni, hogy a humuszanyagok és nehézfém (pl. Cu, Co, Ni), valamint számos radioaktív izotóp (pl.  $\text{Sr}^{90}$ ,  $\text{Am}^{241}$ ) ionjai közötti komplexképződés rögzítheti ezeket a talajrészecskék felületi huminrétegében, azonban elősegítheti elmozdulásukat is a talajoldattal az oldott frakciójuk (fulvosavak) révén.

Talajokban mindig számolni kell más specifikus kémiai (pl. oxidáció aerób és redukció anaerób körülmények között), fizikai (pl. párolgás-kondenzáció a felmelegedés, ill. a lehülés során) és biológiai (pl. szervesanyagok lebontása mikroorganizmusok által) folyamatokkal is. Peszticidek esetén például a helyileg és időben egyszerre lezajló, egymásra kölcsönösen ható változatos folyamatok:

- diffúzió a talaj levegőben, távozás az atmoszférába
- oldódás a talajvízben, kiválás a körülmények változásával
- diffúzió a talajoldatban
- adszorpció/deszorpció a talaj szilárd fázisán a talajlevegőből, ill. a talajoldatból
- bemosódás a szivárgó vízzel és áramlás a kapillárisokban
- kémiai és fotokémiai bomlás (ez utóbbi a talaj felszínén)
- mikrobiológiai folyamatok során bekövetkező bomlás

- felszívódás mikroorganizmusokba, növényekbe, állatokba hatására megváltozik az eloszlásuk a talajban, optimális esetben detoxikálódnak. (Talajvédelem, környezetvédelem, szerk. dr. Stefanovits Pál, Mezőgazdasági Kiadó, 1977.)

A szennyezések transzportját oszlopos kísérletekkel vizsgálják. Az oszlopokat szemcsés szilárdanyagokkal, a modellezendő talaj ásványi komponenseivel, azok keverékeivel vagy talajmintákkal töltik meg, ill. csövekbe bolygatatlan talajmintákat vesznek és a vizsgálandó vagy modell anyag elektrolitos oldatát áramoltatják át a tölteten. Vizsgálják az oszlopot elhagyó oldat összetételét, ill. a koncentráció változását. Az átáramlott oldattérfogat függvényében ábrázolják a koncentrációt, un. áttörési görbéket határoznak meg. Az oszlopok átjárhatósága az ásványi összetételtől (pl. problémás a duzzadó agyagásványok (szmektitek) jelenléte), a szemcseméret/pórusméret eloszlástól és az ionösszetételtől függ. Az adszorbeálódó és nem adszorbeálódó anyagok áttörési görbéi jellegzetesen különbözőek. A megkötött (adszorbeált) anyagok eltávolíthatóságot kimosódási tesztekkel vizsgálják. Az oszlopos kísérletek vizsgálati eredményeit analizálják és adatokat szolgáltatnak a transzport modellekkel való számításokhoz.

A talajvíz szennyezés változatos (pontos és nem-pontos) forrásokból (pl. hulladék lerakók és udvarok, földalatti tárolók ("storage tanks"), agrár tevékenység (pl. műtrágyázás), kiömlések ("spills"), stb.) ered. Elsődleges elvárás az előrelátó hulladék gazdálkodás, így becsülni kell a

- a szennyezés minőségét, fizikai (pl. illékonyosság) és kémia (pl. ionosság) tulajdonságait, veszélyességét és mennyiségét,
- a szennyezés elmozdulás mértékét, a növekedést időben és térben (horizontális és vertikális kiterjedés),
- a geológiai adottságokat (pl. talajvíz mozgás),
- a szelvény átjárhatósági (pl. porozitás változás, ásványi összetétel) tulajdonságait figyelembe véve.

A modellezésnél fontos az érvényesség és a realitás:

- a transzport mechanikájának (pl. nem-telített, kapilláris és telített zónák, fluktuációk) érvényes (valid) matematikai reprezentációja,
- a kiindulási, a perem és a terhelési (loading) feltételek megbízható, pontos ismerete,
- a szimultán határfelületi (szilárd/gáz, szilárd/folyadék, gáz/folyadék) folyamatok definiálása, formulázása (pl. párolgási, oldhatósági és adszorpciós megoszlások) és a hozzájuk rendelhető tömeg áramok számolása.

## 4.2.A hasznos mikroszervezetek irányított alkalmazásai a talajtisztításban

### A talajélőlények és a talajszennyezettség

A talaj fizikailag, kémiai és biológiailag is egy olyan összetett, ún. polidiszperz rendszer, ahol az ásványi- és szerves anyagok, víz és levegő, valamint a látható talajélőlények mellett láthatatlan alkotórészként a talaj-mikroorganizmusok sokasága is jelen van. A talajok e biológiai alkotórésze a talaj össz-tömegéhez képest csekély (a legtermékenyebb talajok esetében sem több mint 1-2,5 %), mégis tevékenységük nélkül a talajok működőképessége, mezőgazdasági és környezetvédelmi funkcionálása nem valósulhatna meg. A talajmikrobák jelenlétének köszönhető többek között a szervesanyag-lebontás, a humuszképződés, a tápanyag-feltáródás és a tápelem-felvétel is a növények számára, de a talajok környezetvédelmi károkat kivédő, helyreállító, pufferoló szerepének a megnyilvánulása is. A talaj-mikroorganizmusok és azok közösségei ugyanis képesek alkalmazkodni az adott környezethez, és ezáltal a talajminőségben bekövetkezett változásokra adott reakciójuk révén a talajállapot megváltozását kijavíthatják, helyreállíthatják. Ezek az élőlények a talaj-növény-állat-ember táplálékláncban, mint egy külön kezdeti szerveződési egység, ún. „trofikus szint” alkotói befolyásolni képesek a szennyezőanyagok, káros anyagok feldúsulását, akkumulációját is az emberi szervezet felé. A különböző szerveződési szinteket és a tápláléklánc alakulását az alábbi ábrán láthatók.

A talajok mikrobiológiai alkotórésze a szennyezettségi folyamatban egyrészt hiányával, vagy mennyiségi változásokkal, másrészt a környezeti szennyezés- és/vagy stressz-tűrő-képességük módosulásával indikátorai lehetnek a talajt ért károsodásnak (ökotoxikológiai jelzőrendszer). A szennyeződés, vagy környezeti stressz ugyanis egy olyan szelekciós nyomás, amelynek során az azt elviselni képes, toleráns fajok, egyedek képesek csak túlélni a változásokat. Az ilyen fajok kitenyésztésével és talajbiotechnológiai alkalmazási lehetőségeik kiderítésével általában a környezetszennyezettség helyreállítására alkalmas módszerekhez juthatunk.

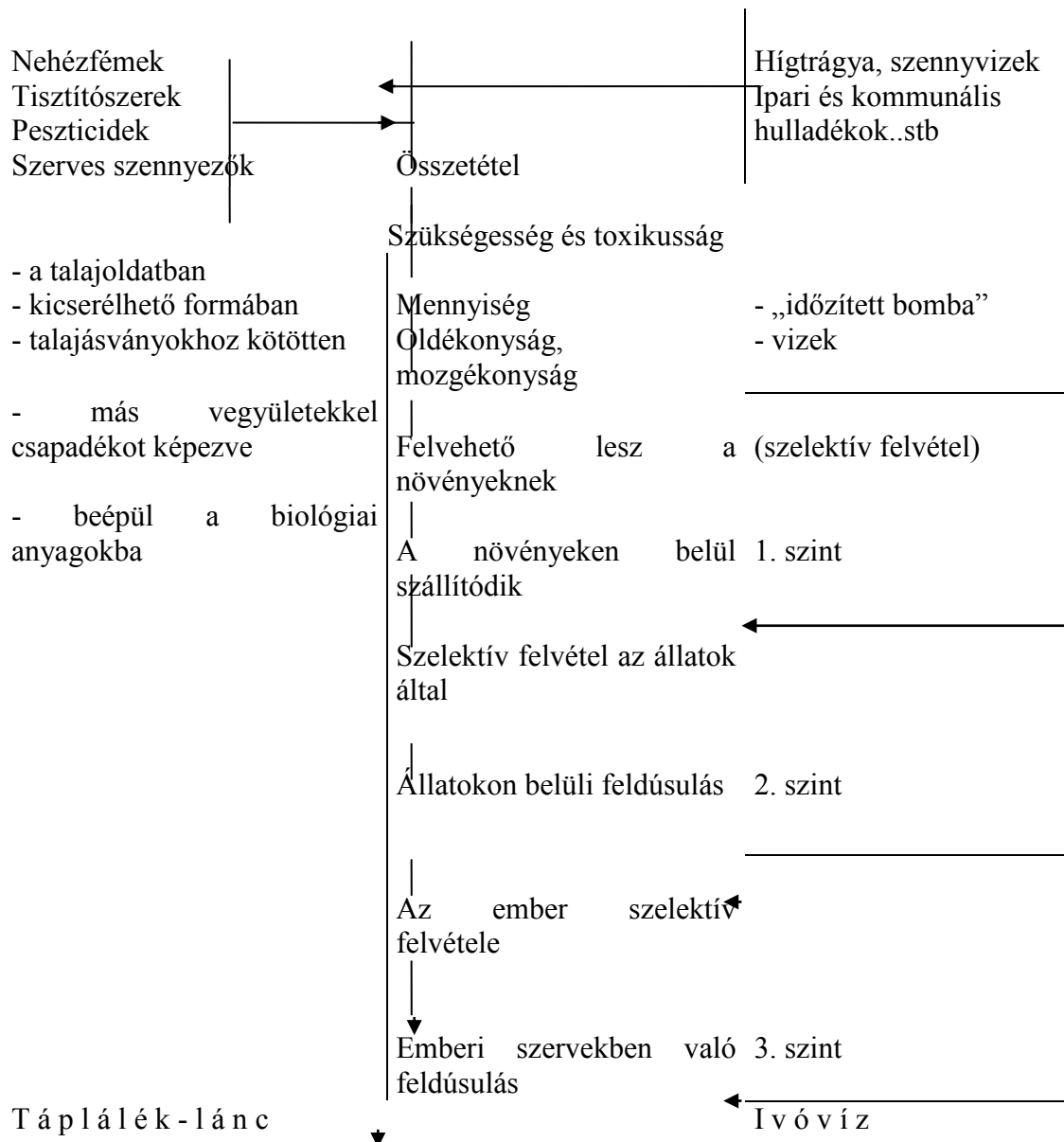
### 4.2.1. A biotechnológiailag fontos mikroorganizmusok kinyerése és teljesítőképességük fokozási lehetőségei

A különféle talajok, üledékek és a felszín alatti talajvizek természetes mikrobiális aktivitása az elsődleges alapja a környezetkárosodást okozó szennyező-anyagok lebomlásának. Természetes körülmények között a mikroorganizmusok (baktériumok, sugárgombák és gombák) elsődleges, normál szubsztrátjai a növényi eredetű komplex polimerek. E szerves anyagok mikrobiális degradációja a transzformációs lépések egész sorából áll, amit vagy egy adott fajból álló mikroba-populáció, vagy egy mikrobaközösség különféle fajcsoportjainak tagjai hajtanak végre megfelelő sorrendet követve a teljes mineralizáció létrejöttéig. Ezt a folyamatot kometabolizmusnak nevezzük. A szennyezőanyagok lebomlása, dekompozíciója is ugyanezeket az elveket, utat követi. Nagyon sok nagy-molekulájú szerves szennyező esetben (mint pl. poliaromás szénhidrogének – PAH, poliklórozott bifenilek – PCB) nehéz elkülöníteni az első, vagy a második, esetleg a 13. transzformációs lépést, vagy alkalmanként a közreműködő mikroorganizmust is. A legszennyezettebb esetekben ezért az irányított alkalmazásokat nehezíti, hogy nemcsak egy adott mikrobatípust, fajt, törzset, hanem azok sokaságát kell felhasználni a megfelelő arányban és sorrendben a valós cél elérése érdekében. Az ilyen, bizonyos speciális tulajdonságokkal rendelkező mikroorganizmusoknak az izolálásához különféle szelekciós módszereket alkalmazhatunk. A törzsszelekció során a ritka

képességekkel rendelkező mikrobát megfelelő táptalajon tenyésztik laboratóriumi körülmények között.

A legtöbb ilyen szelekció első lépése a kiterjedt monitoring, ahol a kívánt tulajdonságokkal rendelkező mikroorganizmusok részarányát megállapítják, majd a maximális, vagy a keresett képességekkel rendelkezőket kiválogatják. Az izolátumok ezt követő felszaporítása, majd a kívánt tulajdonság erősítése további laboratóriumi vizsgálatok során, különleges dúsított tápközegekkel lehetséges. A megfelelően szelektált és a kívánt tulajdonságokkal rendelkező törzs megőrzése érdekében ezt követően a kialakult, vagy kialakított genetikai állomány hosszú időkre való stabilizálására van szükség.

A transzport folyamatok iránya a táplálékláncban és a környezetszennyezés következményei (tartamhatású időzített bomba katasztrófák)



#### 4.2.2. A mikroorganizmusok előfordulása, kitenyésztésük lehetőségei

Általános szempontok:

Egy környezetvédelmileg vagy gazdaságilag ígéretes törzsnek a következő tulajdonságokkal kell rendelkeznie.

- Tiszta tenyészet legyen (mikroszkopikusan egységes),
- Mind a vegetatív sejtek, mind a spórák, vagy egyéb mikropropagációs egységek könnyen felszaporíthatók legyenek,
- Oltás után legyen képes a gyors szaporodásra,
- A kívánt tulajdonsághoz kapcsolódó (bomlás)terméket hozzon létre, lehetőleg toxikus melléktermékek nélkül,
- Gyors szaporodású és anyagcseréjű legyen,
- A befertőződéssel szemben védett legyen azáltal, hogy pl. savas pH-n vagy esetleg magas hőmérsékleten is működőképes, vagy mikrobiális gátlóanyag termelése által,
- Genetikailag stabil legyen,
- Hosszú időkre változatlan tulajdonságokkal tárolható legyen

A mikroorganizmusok természetes előfordulása és a hasznosítható törzsek gyűjteményei

A mikroorganizmusokat a természetből izoláljuk, sok esetben szokatlan, leginkább tartós, extrém ökológiai körülményeknek és szennyezéseknek kitett helyekről. Habár mindenütt megtalálhatók, mégis a biotechnológiai célú mikrobákat leginkább a fent említett talajokból, vagy a természetes vizekből nyerjük, ahol nagyobb számban fordulnak elő az adott szennyezővel szemben toleránsabb szervezetek (5.1. táblázat). Az esetek egy részében a mikroszervezetek metabolizálják a szennyeződések, azaz tápanyagforrásként értékesítik. Más esetekben ezek nem szolgálnak közvetlen tápanyagforrásként, de a talajban vagy a tenyészközegben előforduló értékesíthető tápanyag és energia-források biztosítják a lebontás feltételeit, amelyek a kitettség és az idővel párhuzamosan kialakulnak.

22. táblázat A biológiai aktivitásra ellenőrzött mikroorganizmusok száma és típusai (Doelman, 1984).

		Sugárgombák	Gombák	Baktériumok
Ismert:	Genus	34	2000	97
	Faj	600	49000	300
Tesztelt:	Faj	kb.16	Kb. 210	18

Az elsődleges izoláláshoz szelektív dúsítási módszerek jelentik az első lépést, amely módszer a fenntartásukhoz is alkalmas.

A talajok fő, rutinszerűen alkalmazott izolációs technikáit a 22. táblázat mutatja be. Ezek megkezdése előtt azonban különféle kezelési módszereket alkalmazhatnak a tűrőképesség vagy a mennyiség fokozására, mint pl.:

- Ultraibolya besugárzás
- Levegőn való szárítás, vagy felfűtés 70-120 °C-ra,
- Szűrés, vagy folyamatos kilúgzás,
- A gyökérrendszer kimosása felhasználás, vagy eltávolítás céljából,
- Toxikus anyagokkal, anyagcsere-gátlókkal vagy más anyagcsere szabályozó anyaggal való elő-inkubálás,
- A szelektálni kívánt anyaggal való dúsítás, tenyésztés

Néhány specifikus mikrobacsoport izolálási módszerét a 24. táblázat mutatja be. A növekedés-szabályozó anyagok (antibiotikumok, egyéb vegyszerek, stb.) a nemkívánatos mikrobák

szaporodását gátolják. A ritkán előforduló sugárgombák izolálása amino-glükozidok, anthraciklinek és polién antibiotikumok adásával lehetséges.

23. táblázat A biotechnológiai célra használható mikrobák általános izolálási és tárolási módszerei

A törzsnyerés folyamata	Módszer
Izolálás	- Közvetlenül a talajból (talajszemcsével) - Talajhigítással - Különböző (növekvő) koncentrációjú táplemezekkel - Kicsapatásos (flotációs, pelyhesítési) eljárásokkal - Differenciáló centrifugálással
Szelektív feldúsítás	- Talajkezelés - Szelektív gátlóanyagok (antibiotikumok, anyagcsere-gátlók adása a táplemezhez - A szén- és nitrogénforrások szabályozása - A hőmérséklet, a pH szabályozása, levegőztetés... stb
Törzsfenntartás	- Talajkiszáritás, - Liofilezés - Olajrétegezés az izolátum tetejére - Mikropórusos üveggyöngyökön való tárolás (-14 °C) - Alacsony hőfokú fagyasztás (-80 °C) - Tárolás folyékony nitrogénben (-196 °C)

24. táblázat Néhány specifikus mikroorganizmus-típus izolálási módszere

Izolálási módszer	Kitenyészhető mikroba
Speciális szerves anyagokkal	Micromonospora, Arthrobacter, Oligotroph baktériumok
Deoxikolát, Trifenil Tetrazólium Klorid	Gram-negatív baktériumok
Kitin (mint tápanyagforrás)	Lysobacter sp.
Fakérgék, gyökerek, állati ürülék	Myxobacter sp.
Növényi korhadék	Mozgékony, spóra-képző sugárgombák
Magas hőmérséklet (42 – 55 °C)	Hőkedvelők (termotrófok)
Alacsony hőmérséklet (4 – 15 °C)	Hidegtűrők (pszihotrófok)
Extrém savas pH	Savtűrők (acidofilek)
Magas só (NaCl) koncentráció	Nocardia (sótűrők, halofilek)
Nitrogén atmoszférában való inkubálás	Anaerobok

Az izolált és biotechnológiailag megfelelően alkalmazható, vagy valamilyen hasznos tulajdonsággal rendelkező mikrobákat törzsgyűjteményekben helyezik el, mint pl:

- American Type Culture Collection (ATCC), Rockville, Maryland, USA
- Commonwealth Mycological Institute (CMI), Kew, Surrey, Anglia
- Centraal Bureau voor Schimmelcultures (CBS), Baarn, Netherlands
- Deutsche Sammlunk von Mikroorganismen (DSM), Göttingen, Germany
- Institute for Fermentation (IFO) Osaka, Japan
- Collection of Microscopic Fungi (CMF), Ceske Budejovice, Czech Republic,
- Mezőgazdasági és Ipari Mikroorganizmusok Gyűjteménye, KÉE, Budapest

#### 4.2.3.A mikrobiális monitorozás módszerei

Az elsődleges monitorozás célja, hogy olyan mikroorganizmusokat detektáljunk és izoláljunk, amelyek a megfelelő biotechnológiai igényekhez potenciális jelöltként jöhetnek számba (pl. káros mikroorganizmusok antagonistái, vagy a különböző szennyező-anyagok ártalmatlanításában közrejátszó szervezetek). Ezekhez a vizsgálatokhoz az ideális közegnek megfelelően érzékenynek, szelektívnek, olcsónak, rutin-vizsgálatokra kiterjeszhetőnek kell lennie, de ugyanakkor megfelelően hatékonynak is a legkülönbözőbb vegyületek alkalmazásához.

##### Szilárd közegen való közvetlen (direkt) izolálás

Ennek során a természetes mikrobaforrást (talaj) közvetlenül, vagy hígítási sorral, különféle módszerek alkalmazásával (5.2. Táblázat) szétosztatják, vagy permetezik, hogy egyedi, elkülönülő telepeket kapjanak. Ezzel ellentétesen a „telített lemez” technikánál a kevésbé hígított talajmintát osztatják el a lemez felületén, hogy az antimikrobiális aktivitás kioltási zónái is láthatóak legyenek az antagonista telepek körül. Specifikus tulajdonságok gyors ellenőrzésére is táplemezes technikákat fejlesztettek ki, ezeknek az elbírálásához azonban igen nagymértékű gyakorlati tapasztalat-szerzés szükséges.

25. táblázat Tipikus, gyors, táplemezes eljárások a mikrobiális anyagcseretermékek kimutatására

<p>Extracelluláris enzimek:                  Amiláz: a keményítő hidrolízisét az agarban tiszta zónák jelzik jódfestés után                  Proteázok: adott fehérje oldódását egy bizonyos pH-n kitisztult zóna jelzi (a zselatin elfolyósítását kollagenázok jelzik)                  Lipázok: az adott anyag emulzifikálódását az agarban kitisztult zóna jelzi, vagy a felszabadult zsírsavak <math>Ca^{2+}</math> általi kicsapódása                  Pektinázok: a pufferolt pektin agaron (pH 5 vagy 7) tiszta zónák keletkeznek cetil-trimetil-ammónium-bromiddal (CTAB)                  Karboxi-metil-cellulázok, xylanázok: CMC agaron tiszta zónák keletkeznek CTAB-vel                  Ureázok: fenol-vörös pH indikátor urea agarban                  Nukleázok: a hidrolízátlan nukleinsavak (RNS, DNS) kicsapódása sósav hatására, ultrabolya fluoreszcenciás mérés, vagy akridin-sárga festés                  Foszfátok: fenoltalein-difoszfát tartalmú agar és pH-indikátor</p>
<p>Enzim-gátlók:                  A fenti enzim-tartalmú agarokon módosított eljárásokkal</p>
<p>Egyéb anyagcseretermékek:                  Citromsav: pH indikátorral, a <math>CaCO_3</math> agarban való oldódásával                  NAD: auxotrof mikrobák felhasználásával (auxanográfia, bioautográfia)                  Egyéb termékek: az előzőekhez hasonlóan specifikus színnel, pH- vagy egyéb biológiai reakciókkal</p>

##### Fermentációs folyadékban való szelekció

A módszer előnye, hogy különféle levegőzöttségi viszonyok beállíthatók és kiegészítő utófermentációs lépések is beiktathatók a monitorozás során. A többszörös fermentációs minták analizését többszörös kolorimetriás vizsgálattal, nagy-teljesítményű folyadék-kromatográfiával (HPLC), vagy gáz-folyadék kromatográfiával (GLC) lehet végrehajtani.

## **Az antimikrobiális aktivitások ellenőrzése**

Az antibiotikum korszak elején (1940-1950 között) egyszerű táplemezes módszerekkel is lehetséges volt új antimikrobiális ágensek felfedezése. Manapság az új antibiotikumokat az Actinomycetes genusnak a kb. 5%-át kitevő ritka és extrém helyeken előforduló képviselőinek segítségével keresik.

A valamilyen szempont szerint kiválasztott mikroorganizmusok előszelekción esnek át különféle, a későbbi felhasználásnak is megfelelő módszerek szerint (C- és N – források felhasználása, puffertolt pH-sorok).

Az előzetesen kiválasztott törzseket még speciálisabb táptalajok és tenyésztési körülmények alkalmazásával további megerősítő, szelekciós lépéseknek vetik alá a végleges biotechnológiai alkalmazás előtt.

## **A biológiai tisztítás stratégiája**

A tisztítás kivitelezése előtt vizsgálandó:

- milyen szennyező, káros vegyületeket kell eltávolítani a rendszerből
- milyen mértékben vannak jelen a toleráns, vagy a lebontásra képes szervezetek a szennyezett területen, és azok milyen biokémiai aktivitásokkal rendelkeznek,
- szükséges-e külsőleg bejuttatott mikrobák alkalmazása

A talajmikro-organizmusok számára bizonyos idő szükséges ahhoz, hogy szintetizálni tudják a lebontást katalizáló enzimeket. Ez a képesség genetikailag van kódolva az egyes mikro-szervezetek sejtjeiben és az adott talajidegen anyagnak a megjelenése indukálhatja.

## **A tisztítási folyamat sorrendje:**

A laboratóriumi (in vitro) kísérletek során vizsgálni kell:

- A mikroorganizmusok mennyiségét és tevékenységét, a keletkező köztes termékeket (intermediereket) és a végső bomlástermékeket,
- A szennyezőanyag felhasználhatóságát C, N és/vagy P forrásként
- A hőmérséklet, a pH és az oxigén-koncentráció élettani szempontból optimális értékeit
- A bomlástermékek (szubsztrátumok) toxicitását
- A bontó enzimek keletkezési körülményeit
- A lebontó mikroorganizmusok jelenlétét és az aktivitásuk alakulását a szennyezőanyag hatására

## **A félüzemi kísérleteket:**

A szennyezett helyekről gyűjtött mintákkal végzik és szimulálják az aerob, mikroaerofil vagy az anaerob körülményeket. Meghatározzák az ipari léptékű üzemeltetés kialakításához szükséges kinetikai paramétereket, az alábbiak szerint:

- a szubsztrát-csökkenés sebessége,
- a metabolitok jelenléte, stabilitása és mérgezőképessége,
- a szubsztrát küszöbkoncentrációjának a meghatározása,
- az analóg szubsztrátumok és metabolitok hatékonyságának meghatározása a lebomlás elősegítése érdekében.



### **Az ipari léptékű üzemeltetés:**

Az ipari léptékű üzemeltetés során a tisztítási technológia megválasztása függ az 1. vagy a 2. lépcsőben kapott eredményektől. Meg kell oldani a folyamatok léptéknövelését a következő szempontok figyelembevételével:

- a mikroorganizmusok, szubsztrátumok, tápanyagok és anyagcsere-termékek mobilitása
- az oxigén vagy egyéb elektron-akceptorok (pl. nitrát) biztosítása
- a rendszer stabilitása.

A megfelelően szelektált és az *in vitro* kísérlettől az *in situ* alkalmazásokig léptéknövelő módon ellenőrzött mikrobás kezelésekkkel tehát a talajokat ért környezeti károk a szennyezettség mértékének és milyenségének a függvényében is csökkenthetők, illetve helyreállíthatók.

Ezeknek az eszközöknek és módszereknek az alkalmazása fontos gazdasági, környezetvédelmi érdek.

## 4.3.A talajszennyezők fajtái és az általuk okozott károsodások

### 4.3.1. A szennyezők csoportosítása. Dózis és toxicitás

A potenciális talajszennyező forrásokban lévő szennyező anyagok veszélyesség és toxicitás szempontjából az alábbiak szerint csoportosíthatók:

- (1) szervetlen mikro- és makroszennyezők: toxikus nehézfémek és sóik, műtrágyák;
- (2) szerves mikro- és makroszennyezők: peszticidek és egyéb mezőgazdasági szennyezők, szerves oldószerek, PAH-ok, PCB vegyületek és származékaik, ásványolaj termékek.

A környezetet károsító mikroszennyezők olyan természetes, vagy antropogén (emberi tevékenység okozta) hatásokra képződő vegyületek, amelyek kis koncentrációban is toxikusak. A makroszennyezők olyan anyagok, amelyek a környezetben helyenként vagy időlegesen a normál értéknél sokkal nagyobb mennyiségben vannak jelen, és a környezet állapotát kedvezőtlenül befolyásolják. A makroszennyezők olyan források jelenlétét feltételezik, amelyekből szennyező anyagok juthatnak a víztartó rétegekbe. Ilyenek a környezetüktől nem megfelelően izolált kommunális vagy ipari hulladéktemetők, állattartó telepek, intenzív mezőgazdasági művelésbe fogott területek, szennyvíztározó medencék, zagyterek, szénhidrogén tároló és fejtő telepek, és az üzemanyagtöltő/tároló állomások. A 26. táblázat a legfontosabb talajszennyező forrásokat foglalja össze.

26. táblázat A legfontosabb talajszennyező források

Pontszerű szennyező források	Nem pontszerű szennyező források
Természetes eredetű források	
<ul style="list-style-type: none"> <li>•Ásványi lelőhelyek (bányák);</li> <li>•Egyes geológiai képződmények (pl. kéntartalmú gejzirek és gyógyvíz tavak);</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Természetes eredetű nedves és száraz kiülepedések a légkörből (vulkánok, bozóttüzek);</li> <li>•Árvizek, esők és erős szelek által szállított anyagok;</li> <li>•Természetes radioaktív sugárzások;</li> </ul>
Antropogén (emberi tevékenység okozta) források	
<ul style="list-style-type: none"> <li>•Szennyvizek, szennyvíz iszapok;</li> <li>•Híg trágyák;</li> <li>•Folyékony és szilárd hulladékok;</li> <li>•Ipari emissziós források;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Légszennyezésből származó nedves és száraz kiülepedések;</li> <li>•Mezőgazdasági vegyszerek: műtrágyák, peszticidek;</li> <li>•Ipari és közlekedési tevékenység során a tüzelőanyagok égetéséből származó szennyezők;</li> </ul>

Fontos hangsúlyozni, hogy a szennyezőanyagok sorsa alapvetően másként alakul a talajban, mint a másik két környezeti elemben. Míg a levegőbe és a vizekbe jutó szennyezések gyorsan felhígulnak és szétterjednek, addig a talajban csak lassan, vagy egyáltalán nem mozognak, gyakran nagymértékben és tartósan felhalmozódnak. A környezetre gyakorolt károsító hatások több tényező függvénye, melyek közül a legfontosabbakat az alábbiakban foglaljuk össze:

- (1) A vegyület/ion kémiai tulajdonságai, oldhatósága, mozgékonyasága, felszívódása, kumulációs képessége;
- (2) A toxikus/káros hatást növelő vagy csökkentő más anyagok jelenléte, mennyisége, esetleges hiánya;

- (3) A károsító hatás időtartama és az élő szervezetbe jutott toxikus anyagok mennyisége, testtömegre vonatkoztatott koncentrációja;
- (4) Az élő szervezet állapota, kora, fejlettsége, tápláltsága, alkalmazkodó képessége;
- (5) A szennyező anyag perzisztenciája.

A perzisztencia a toxikus anyag természetes lebomlással szembeni ellenállását jelenti. Minél perzisztensebb egy vegyület, annál nagyobb a veszélye a környezetben való felhalmozódásának.

A rövid idő alatt, nagy mennyiségben felvett toxikus vegyületek akut megbetegedéseket idézhetnek elő, vagy szélsőséges esetben az egyed pusztulását is okozhatják. A toxikus anyag rendszeres és tartós hatása már kis koncentrációban is káros lehet! Így célszerű definiálni a toxicitást és a dózis fogalmát.

A dózis egy adott időperiódus alatt szervezetbe jutott káros anyag mennyisége, mértékegysége [tömeg/(testsúly kg x idő)]. Az idő faktort vagy expozíciós időt csak folyamatos károsító hatások esetén szükséges figyelembe venni. Ha a szervezetben a káros anyag, vagy toxikus metabolitjainak mennyisége elér egy kritikus szintet, toxikus tüneteket idéz elő (pl. folyamatos, alacsony koncentrációban történő ólom, arzén vagy azbeszt terhelés; radioaktív és Röntgen sugárzások). Ez a jelenség a toxikológiából jól ismert dózis-hatás függvény, mely minden toxikus anyagra különböző.

A toxicitást azt jelenti, hogy a szennyező anyag különböző koncentrációban élő szervezetbe jutva másként fejti ki hatását. (pl. nyommelemek: Co, As, Zn, I). A toxicitás tehát egy kritikus értékhez, az úgynevezett határkoncentrációhoz, más szóhasználatnál küszöbdózishoz köthető. A határkoncentráció ezért különböző vegyületekre/ionokra más és más. Mértékegysége: [tömeg/testsúly kg]. Ebből adódóan egy bizonyos időperiódust vagy expozíciós időt követően a szervezetbe annyi káros anyag halmozódhat fel (különös tekintettel a toxikus perzisztens vegyületekre), hogy mennyisége eléri az adott vegyületre jellemző kritikus határ koncentráció értékét és toxikussá válik. A dózis és a toxicitás között tehát szoros összefüggés van.

#### **4.3.2. A toxicitás problémája és a határkoncentrációk megállapítása**

Toxikusnak tekintjük azt az anyagot vagy sugárzást (pl. radioaktív és ionos sugárzások), amely terhelést jelent környezeti elemekre és káros hatást fejt ki az ökoszisztémára. Számos kémiai elem nélkülözhetetlen, vagy előnyös élettani hatású bizonyos koncentráció tartományban, de mérgezővé vagy károsná válik nagy koncentrációk esetén.

A toxikus hatás kialakulását több paraméter befolyásolja: ezek a dózis nagysága, a hatás időtartama, az expozíció módja, valamint a hatást elszenvedő faj minősége, életkora és biológiai állapota. Ezek a paraméterek tehát azt a biológiai válaszreakciót (tünet együttest) határozzák meg, amely adott dózis esetén a károsító hatás jellemzésére, indikációjára használható.

A toxicitás relatív fogalmat takar. Hatása elvileg a fajlagos negatív hatással jellemezhető, azaz egy elem vagy vegyület egységnyi koncentrációjára eső negatív hatással (terméscsökkenés, megbetegedés, mortalitás, tünet vagy tünet együttes stb.) mérhető. A hatás azonban a környezetben előforduló más elemek jelenlététől vagy hiányától, valamint az azokkal való

kölcsönhatás(ok)tól is függ. Még egy mérgező anyag is kifejthet pozitív hatást, ha más anyag toxicitását mérsékli.

Az expozíciós idő tekintetében a folyamatos, tartós hatás alattomosabb és veszélyesebb lehet, mert nehezebben követhető a terhelés és az akkumuláció. A beépülő káros elem krónikus zavarokat, az egyszeri nagy adag akut megbetegedést, a letális dózis pedig mortalitást okozhat. A káros hatás másként jelentkezik a fejlődés egyes stádiumaiban, továbbá nemenként, fajonként, egyedenként is eltérő tüneteket mutathat. A károsító hatás csak akkor érvényesül, ha a toxikus anyag hozzáférhető, felvehető a szervezet számára. Ebből a szempontból meghatározó lehet a kémiai állapot, vagy a szervezetbe kerülés módja. Humán szempontból legveszélyesebb a parentális expozíció, amely az intravénás (injektálás közvetlenül a véráramba), az intramuscularis (injektálás az izomzatba), és a subcutan (injektálás a bőr alá) expozíciós utakat jelenti. A toxikus anyag orális (szájon át történő expozíció, felszívódás a gyomor-bélcsatornán keresztül), inhalációs (beléggzéssel történő expozíció, felszívódás a tüdőn keresztül) és dermális (bőrön át történő expozíció és felszívódás) expozícióval is kifejtheti hatását.

A toxicitás szempontjából fontos az emészthetőség, hiszen az élelmiszerek bizonyos összetevői teljesen felszívódhatnak, míg mások káros következmények nélkül kiürülnek a szervezetből. Nem elhanyagolható a diszperzitás foka, az eloszlás sem. A méret csökkenésével ugyanis jelentősen megnő a fajlagos felület, mely jelentősen megnöveli a reakcióképességet is. Ebből a szempontból különösen veszélyesek a kolloid méretű szállóporok, melyek felületén toxikus anyagok (nehézfémek, PAH és PCB vegyületek, dioxinok) koncentrálódhatnak.

**Összefoglalva** megállapítható, hogy a toxicitás problémája rendkívül összetett. A mérgező vagy káros hatás számos tényező függvénye. Ezek közül kiemelendő a koncentráció, a kémiai állapot, az expozíciós idő, a diszperzitás foka, a lehetséges expozíciós utak, más anyagok jelenléte vagy hiánya és az azokkal való kölcsönhatások.

A toxicitás viszonylagossága rávilágít a határ koncentrációk meghatározásának nehézségeire is, továbbá hangsúlyozza a toxicitási határértékek relatív jellegét.

#### **4.3.3.A talajt potenciálisan szennyező anyagok általános áttekintése**

##### **Szerves anyagok, oldószerek**

A szerves anyagok több-kevesebb mértékben oldódnak vízben. Abban az esetben, ha lassan, de viszonylag jól oldódnak, mikroorganizmusok segítségével lebonthatók. Ezek a biológiai szervezetekben normál állapotban is előforduló kis szénatom-számú alkoholok, ketonok, aldehidek, savak és aminosavak.

A vízben nagyon kis mértékben oldódó szerves anyagok a talajba szivároghatva jelentősen megváltoztathatják a víz áramlásának mértékét, illetve a talajban külön fázisban, önállóan is mozoghatnak.

Ha a szerves szennyezők külön fázist alkotnak, vagyis nem elegyednek, akkor lebomlásuk nagyon hosszú időt vesz igénybe a mikroorganizmusok számára hozzáférhető felület korlátozottsága miatt, ugyanis a bomlás csak a cseppek felületén játszódik le. Amennyiben a keletkezett metabolitok legtöbbször a kiindulási anyaghoz hasonlóan hidrofóbbok, a bomlási folyamat hatékonysága drasztikusan lecsökkenhet. Nem ritka az sem, amikor a bomlástermékek toxikusabbak az eredeti vegyületnél.

A vízzel nem elegyedő szerves szennyezők sajnos nem kezelhetők homogén csoportként talajkémiai szempontból. További óvatosságra int az, hogy ebben az óriási mennyiségű molekulafajtát tartalmazó vegyületcsoportban olyan különösen toxikus anyagok is találhatóak mint az aromás, policiklikus/polikondenzált, illetve halogénezett szénhidrogének.

### **A pH és a szennyezés viszonya**

Az élővizek védelme érdekében nagyon fontos a tisztított szennyvíz pH értéke, mivel a vízben található élőlények viszonylag szűk pH tartományban képesek csak élni és szaporodni. Mivel a tiszta víz puffer-kapacitása kicsi, már viszonylag kis mennyiségű savas vagy lúgos anyag is meglehetősen nagy pH változást okozhat. Megjegyzendő, hogy a vizek pH értéke bizonyos mértékig pontatlanul fejezi ki a sav/lúg terhelést, ugyanis a többféle só, savat és/vagy lúgot tartalmazó, tehát nagy puffer-kapacitású szennyvíz már a pH=7-től kismértékben eltérő pH érték mellett is nagy változást okozhat a befogadó pH-jára. Ugyanakkor egy nagyon tiszta, kis koncentrációban savat/lúgot tartalmazó víz a semlegestől nagyon eltérő pH értékeket mutathat, de nem terheli a befogadót. Vagyis olyan furcsa eset állhat elő, hogy egy nagyon tiszta vizet kibocsátó a hatályos rendelet szerint nagy szennyező is lehet. Például a nagyon tiszta desztillált víz pH-ja a levegőből való szén-dioxid beoldódása következtében 4.5-5 közötti pH-jú, és ez az érték a 3/1984 OVH rendelete értelmében már büntetendő! Ezért a kifolyó vizek pH értéke mindig csak tájékoztató jellegű lehet, adott időközönként a szennyező anyag koncentrációját a szabványokban előírt módon pontosan meg kell határozni.

A semlegestől kismértékben eltérő pH-jú, talajba szivárgó vizek nem okoznak nagy problémát a talaj nagy pufferkapacitása miatt. Egy meszes talaj a savterhelést szinte azonnal és teljes mértékben közömbösíti, a lúgterhelést a nagy kation kicserélő kapacitás miatt közömbösíti a talaj. Ugyanakkor NaOH terhelés esetében a  $\text{Na}^+$  kation nem kötődik meg kellő mértékben lúgosodásra egyébként is hajlamos talajokon (pl. szikes talajok), a savterhelést pedig a savanyodásra hajlamos, főleg kis adszorpciós képességű mészmentes homoktalajok nem tudják közömbösíteni.

### **Összes só**

Az édesvízi élőlények, a talajban lakó organizmusok és növények nagy részét a kiszáradás veszélye fenyegeti, ha túl magas sótartalmú vízzel érintkeznek. A talaj nagymértékű adszorpciós, elsősorban kation-adszorpciós képessége miatt a sóterhelést jelentős mértékben képes csökkenteni. A talajban található sokféle szervesetlen vegyület az oldott, vagy a szemcsék felületén megkötött ionokkal, továbbá a csapadékvízzel és az elfolyó vizekkel bemosódó sók ionjaival csapadékot képezhet, melynek következtében jelentősen csökkenhet a sóhatás. Ebből következően a vezetőképesség mérésén alapuló összes sótartalom értékek nehezen értelmezhetők, hiszen ilyenkor csak a talajoldatban lévő sók mennyiségére vonatkozóan kapunk információt. Ezért az összes sótartalmat összetevőnként célszerű megvizsgálni, figyelembe véve hatásaikat (pl. Na tartalom hatása a szikesedésre) is.

### **Nátrium**

A nátrium szennyezés környezet terhelése lényegesen nagyobb a talajban, mint élővizekben. A Na nem kötődik meg a talajszemcsék felületén és nem képez oldhatatlan sókat, vagyis csapadék formájában nem válik ki. Ebből következően a talajban a vízáramlás sebességével mozog, közvetlenül a talajvíz irányába. Viszonylag már alacsony koncentrációban is erősen duzzadt állapotban tartja a duzzadó agyagásványokat, ezért a talaj vízvezető és vízáteresztő képessége, és ezzel párhuzamosan a levegőzöttsége nagyon lecsökken. Kiszáradáskor pedig a talaj erősen megrepedezik a nagymértékű zsugorodás hatására. Ezek a hatások összegződnek és szikesedési folyamat indul el. A szikesedés legveszélyesebb környezeti hatása az, hogy a

talajrepedésekben olyan csatorna hálózatok alakulhatnak ki, amelyekben a szennyeződés akadálytalanul áramlik és gyorsan elérheti a talajvizet vagy az ivóvíz bázisokat!

### **Összes lebegő anyag**

Az élővizek szennyezés terhelése tekintetében a lebegő anyag tartalom igen lényeges szempont, mivel a napfényt nem engedi a víz mélyebb rétegeibe jutni. A kiváló szűrőhatás miatt a talajba szivárgó tisztított szennyvízből a talaj teljes mértékben megszűri a lebegő anyagokat, és minőségüktől, szennyezettségüktől függően szennyeződik el. Ha a lebegő anyag nem tartalmaz szennyezőket, a talaj még hosszú távon sem fog károsodni.

### **Kátrány**

A kátrányok olyan nagy molekulájú szerves vegyületek, melyek nagy szénhidrogéntartalmuk mellett jelentős mennyiségű heteroatomot és/vagy aromás csoportot tartalmaznak, ezért toxikusak és/vagy rákkeltő hatásúak. Környezetterhelésük jellege a szerves anyagokhoz és oldószerekhez hasonló. Általában hidrofób tulajdonságúak, így a talajba kerülve csak nagyon lassan bomlanak le, a talaj öntisztulási ideje hosszú. Nagy molekulatömegük miatt gőztenziójuk igen kicsi, tehát a kipárolgás elhanyagolható. Nagy viszkozitásuk és vízben való oldhatatlanságuk miatt nem mozognak a talajban, így a talajvizet nem veszélyeztetik.

### **Detergensek**

Élővizekben a nagy koncentrációban jelen lévő detergensek a halak és más kopoltyúval lélegző légzőszerveit és a mikroszervezetek sejtfalát károsíthatják. Környezeti szempontból fontos kémiai tulajdonságuk, hogy a vízzel nem elegyedő szennyezéseket apró cseppekre bontva képesek vizes fázisban mobilizálni. A talajban való viselkedésükről a talajtani szakirodalom viszonylag kevés információt tartalmaz. Néhány kutatási eredmény utal arra, hogy a felületaktív anyagok megváltoztatják a talajcsatornáknak történő víz áramlását és a talajszemcsék felületén történő adszorpciót.

A természetes eredetű detergensek könnyen lebomlanak a talajban. Ebből adódóan az általuk oldott hidrofób anyagokat diszpergálva képesek transzportálni, majd lebomlásuk után külön fázisba juttatni. A mesterséges, kevésbé lebomló detergensek is hasonlóan viselkednek, csak az alacsony lebomlási sebesség miatt a teljes folyamat jóval lassabb.

A detergensek molekuláiban a szénhidrogén láncon kívül mindig van valamilyen heteroatom, leggyakrabban O, S, P, N. A lebomlás után ezek a heteroatomok ásványi formában jelennek meg a talajban, amit figyelembe kell venni.

### **Ammónia és ammónium-ion**

Erősen lúgos ( $\text{pH} > 8$ ) talajokból az ammónia gáz formájában a légkörbe kerülhet és levegőszennyezést okoz. Az erősen lúgos talajokat kivéve gyakorlatilag ammónium-ion formában van jelen, vagyis nem illékony. A talajszemcsék az ammónium-iont megkötik, az agyagásványok rétegei között pedig gyakorlatilag irreverzibilis módon fixálódik. A növények nagy mennyiségben hasznosítják tápanyagként, a mikroorganizmusok aminosavak formájában beépítik szervezetükbe.

Az ammónia és ammónium-ion környezet terhelési szempontból lényeges kémiai tulajdonsága, hogy levegőzött talajokban a nitrifikáló baktériumok nitrát-ionná alakítják. Talajszennyezési szempontból kiemelendő, hogy az ammónia semleges vagy lúgos körülmények között fémekkel komplexeket képezhet, így az eredetileg immobilis, csapadék formában lévő toxikus

nehézfémeket vízzel oldhatóvá teheti. A jelenség elsősorban elméleti felvetés, a talajban levő egyéb komplexképző anyag mellett (pl. humátok) ez a hatás nem jelentős.

### **Nitrát**

A nitrát a talajban gyakorlatilag kizárólag vízben oldott  $\text{NO}_3^-$  formájában fordul elő, mivel nem képez csapadékot, és számottevő mértékben nem adszorbeálódik a talajszemcsék felületén. Ebből következik, hogy gyakorlatilag a talajvíz áramlás sebességével és annak irányában mozog. A talajban levő nitrát nem káros, mivel mind a növények, mind a mikroorganizmusok számára alapvető tápanyag és azok igen nagy mennyiségben veszik fel a talajból.

Környezeti károkat elsősorban azzal okoz, hogy mobilitása következtében könnyen a talajvízbe jut. Mivel az állati és emberi szervezetre, különös tekintettel a csecsemőkre, egy kritikus koncentráció felett mérgező, a nitráttal való elszennyeződéstől az ivóvíz bázisok fokozottan védendőek.

A nitrát igen stabil ion. Kémiai úton csak erősen savanyú közegben bomlik, mikroorganizmusok segítségével elemi nitrogénné vagy ammóniává alakulhat át. A talajban vagy talajvízben való felhalmozódását kizárólag a növényi felvétel tudja megakadályozni (a mikroszervezetek által felvett nitrát, a szervezetek pusztulása után visszaalakul).

### **Szulfidok**

Az oldható szulfidok vízben és a talajban mérgező hatásúak, de hosszabb időn keresztül levegővel érintkezve könnyen alakulnak szulfáttá, mely sokkal ártalmatlanabb. Ezért jól levegőzött talajba kerülve csak lokálisan mérgezhetik a talajt. Ezért a szulfid szennyezés meghatározásához mindenképpen figyelembe kell venni a talaj víz- és levegő tartalmát. Ha az oxidáció lehetősége adott, vagyis ha hosszú időn keresztül nem telített vízzel a talaj, akkor a szulfid terhelés nem okozhat komoly problémát. Az oxidációval keletkezett szulfát-ion az általános sóhatáson kívül más károsodást nem okoz.

### **Klór**

A szennyvizek fertőtlenítésére az elemi klórt elterjedten alkalmazzák, ugyanakkor az élővizekben mérgező, erősen oxidáló hatása miatt nagy károkat okozhat. Talajba kerülve gyorsan klorid-ionná alakul, miközben a talajban nagy mennyiségben található redukáló vegyületeket oxidálja. A folyamatban a talaj humuszanyagai, egyéb szerves anyagok és redukált állapotban lévő szerves ionok vesznek részt. Az igen gyors reakció és a talaj redox pufferhatása miatt számottevő kárt nem okoz a talajba került elemi klór, illetve a belőle diszproporcióval keletkező hipoklorit-ion. A végtermék klorid ion csak a sóhatás növekedése tekintetében számottevő. Szükséges azonban megjegyezni, hogy néhány növényfaj a magas klorid-ion koncentrációt nehezen tűri, továbbá a magas  $\text{Cl}^-$  koncentráció elősegíti a szikesedést is.

### **Fluoridok**

A fluor kisebb-nagyobb mennyiségben van jelen a talajban. Az oldható fluoridok nagy koncentrációban való jelenléte az élőlényekre mérgező hatást fejt ki. A talajba jutó fluoridok viszonylag gyorsan reagálnak a  $\text{Ca}^{2+}$  és foszfát-ionokkal, illetve az ezekből képződött hidroxil-apatittal. A reakció végterméke a gyakorlatilag oldhatatlan fluor-apatit. Ezért a fluor normál körülmények között veszélytelen anyag és nem kell tartani attól, hogy veszélyes módon felhalmozódik a talajban, vagy bemosódik a talajvízbe.

### **Foszfor**

A foszforterhelést elsősorban az élővizekben kifejtett eutrofizáló hatása miatt kell figyelembe venni. A foszfor talajokban való jelenléte egyenesen előnyös.

Meszes talajokban a foszfát-ion foszforit vagy apatitok formájában, míg savanyú talajokon vas- vagy alumínium-foszfát formájában csapódik ki, és igen erősen adszorbeálódik a talajszemcsék felületén. Ebből következően gyakorlatilag az összes talajtípuson a foszfor nagy része oldhatatlan formába kerül, csak nagyon kis koncentrációban van jelen a talajoldatban. Erős csapadékképzési hajlamából és adszorpciós tulajdonságából adódóan a talajban való mozgása rendkívül erősen korlátozott, de kivételt képezhetnek a nagyon kolloid szegény, mészmentes homoktalajok. A foszfor vegyületek felhalmozódása a talajban gyakorlatilag nem jelent komoly veszélyt, mivel a talaj egyébként is sok oldhatatlan foszfát-vegyületet tartalmaz. Mivel fontos növényi tápanyag, jelentős mennyiséget von ki a növényzet is a talajból.

### **Cianidok**

A cianidok igen erős mérgek, a vizekbe kerülve nagy károkat tudnak okozni a vízi élővilágban. A talaj a cianidokat is kiválóan képes pufferni, ugyanis a talajszemcsék felületén, illetve csapadék formájában lévő nehézfém-ionok, elsősorban a vas, nagyon stabil komplex vegyületek képződése közben kötik meg a cianidot. Kiemelendő, hogy az így kialakult komplexek lényegesen kevésbé toxikusak mint a szabad cianid, ugyanakkor a nehézfém-ionok oldhatósága és mozgékonyága jelentősen megnőhet. Mivel az elfolyó vizekre megengedett cianid határértékek nagyon alacsonyak, ez a hatás csak havária esetén jelentős.

### **Vas**

A vas a talajban igen nagy mennyiségben található. Oldhatósága a pH, a redox állapotok és a komplexképző anyagok jelenlétének függvénye, de átlagos talajviszonyokat tekintve alacsony. Élővizekben szintén alacsony a koncentrációja, de kellemetlen íze miatt ivóvízre nagyon alacsony határértéket írnak elő.

A talajok tekintetében nem a bekerülő vas mennyiségét, hanem az oldhatóságát elősegítő hatásokat kell figyelembe venni. A vas vegyértékváltó elem lévén ferro ( $\text{Fe}^{2+}$ ) és ferrivas ( $\text{Fe}^{3+}$ ) formájában fordul elő. A  $\text{Fe}^{3+}$  változat az átlagos talajok pH értékénél sokkal kevésbé oldódik, mint a  $\text{Fe}^{2+}$ . A nagy koncentrációban oldható  $\text{Fe}^{2+}$  vegyületek toxikusak lehetnek a növényekre és a talaj mikroorganizmusaira, továbbá bemosódhatnak a talajvízbe is. A  $\text{Fe}^{2+}$  ionokat nagy koncentrációban tartalmazó talajvíz a felszínre kerülve az oxidáció miatt megbarnul, és vas(III)-vegyületek csapódhatnak ki. Ha a vízáramlás nem vízzel telített pórusrésben történik, az oldhatatlan  $\text{Fe}^{3+}$  vegyületek kialakulása miatt ez a jelenség nem jön létre.

A pH csökkenésével a vas mindkét formája oldhatóvá válik, azonban a  $\text{Fe}^{2+}$  már a magasabb pH-értékeknél is oldódik, vagyis az immobilitás érdekében a talaj a savanyodását kell megakadályozni. Megjegyzendő, hogy mind a ferro, mind a ferrivas erősen komplexképző tulajdonsággal rendelkezik. Megfelelő ligandumokkal képzett komplexei jelentősen megnövelhetik az oldhatóságát, következésképpen a talajban való mobilitását.

Összefoglalva megállapítható, hogy a talaj vas tartalma indifferens, de a vas oldhatóságát befolyásoló egyéb tényezőket, mint a pH-t, a redox viszonyokat és a komplexképző tulajdonságokat a talaj és talajvíz elszennyeződése szempontjából szükséges figyelembe venni.

### **Mangán**

Általában a talaj mangán tartalma magas. Oldhatósága a pH, a redox állapotok és a komplexképző anyagok függvénye, de átlagos talajviszonyokat figyelembe véve viszonylag



kicsi. Oldhatatlansága miatt az élővizekben alacsony a koncentrációja. A vashoz hasonlóan nem a mangán talajban lévő abszolút mennyiségét kell figyelembe venni, hanem az oldatóságot elősegítő hatásokat. A mangán  $Mn^{4+}$  savas, míg az  $Mn^{2+}$  lúgos közegben oldódik, ennek függvényében kell a mozgékonytságot is értelmezni.

### **Réz**

A réz  $Cu^{2+}$  ionok formájában fordul elő a vizekben, illetve a talajban. Nehézfém lévén az élővizekben toxikus hatású. A talajban kis ionmérete és a talajok jelentős kation-megkötő képessége miatt nagyrészt a szemcsék felületén adszorbeálva, illetve hidroxid, vagy bázikus karbonát formájában csapadékként van jelen. Következésképpen nem túl savas pH értékek esetén komplexképzők hiányában mozgékonytsága és a talajvízbe való bemosódása elhanyagolható. Fontos kiemelni, hogy természetes körülmények között végbemenő kémiai folyamat hiányában felhalmozódhat a talajban. Mikro-tápelem ugyan, de a növények és a mikroorganizmusok nem veszik fel nagy mennyiségben.

### **Cink**

Kémiai tulajdonságai alapján, talaj és talajvíz szennyezés szempontjából a rézhez hasonlóan kezelhető.

### **Ólom**

Az ólom a vizekben, illetve a talajban  $Pb^{2+}$  ionok formájában fordul elő. A rézhez és a cinkhez hasonlóan a vizekben toxikus hatású. Szélsőségesen oxidáló körülmények között oldhatatlan  $Pb(IV)$ -oxiddá, vagy vegyes oxidokká alakulhat. A talajban kis ionmérete és a talajok jelentős kation-megkötő képessége miatt nagyrészt a szemcsék felületén adszorbeálva, illetve hidroxid, vagy bázikus karbonát formájában, csapadék állapotban van jelen. Ebből következően mozgékonytsága nem túl savas pH értékeknél elhanyagolható, ezért a talajvízbe való bemosódásától normál körülmények között nem kell tartani.

A rézhez hasonlóan felhalmozódhat a talajban, mivel nincs olyan természetes kémiai folyamat, amely véglegesen eltávolítja a talaj-talajvíz rendszerből.

### **Króm**

$Cr^{3+}$  ionok formájában van jelen a vízben és a talajban, elsősorban a talajszemcsék felületén adszorbeálva, illetve csapadék állapotban. Mozgékonytsága csak savas pH értékeknél, komplexképző anyagok jelenlétében számottevő, ezért a talajvízbe történő bemosódásától nem kell tartani. Természetes úton nem távolítható el a talaj-talajvíz rendszerből.

Erősebben oxidáló közegben nagyon toxikus  $Cr^{6+}$  formában van jelen. A  $Cr^{3+}$  ionnal ellentétben ez a forma csak kis mértékben adszorbeálódik a talajszemcséken, és kisebb a csapadékképző hajlama is. Ebből következően mozgékonytsága sokkal nagyobb, így fennállhat a talajba való bemosódás veszélye. A kromát-ion savasabb közegben erősen oxidáló hatású, így képes a talajban mindig megtalálható szerves anyagokat oxidálva a kevésbé toxikus hármas oxidációs állapotú formává alakulni, mely toxicitás és környezet terhelési szempontból előnyösebb.

### **Arzén**

Arzenát vagy arzenit formájában fordul elő a talajban. Tulajdonságai nagyon hasonlóak a foszfátéihoz, de annál sokkal toxikusabb. Ebből következően kerülni kell az arzén vegyületek felhalmozódását a talajban.

### **Kadmium**

Kémiai és talajkémiai tulajdonságai a cinkkel mutatnak hasonlóságot, de toxicitása sokkal nagyobb, továbbá a cinkkel ellentétben nem tekinthető mikroelemnek.

### **Higany**

A higany  $Hg^0$  formában is előfordulhat a talajban. Néhány talajban lejátszódó kémiai reakció végterméke is lehet elemi higany.

A higany elemi állapotban is igen toxikus, könnyen párolgó folyadék, gőzével a levegőt is szennyezheti. Elemi állapotban kis viszkozitása és nagy sűrűsége miatt igen gyorsan képes lefelé mozogni, ugyanakkor nagy felületi feszültsége és kis nedvesítő képessége miatt nem tud a nagyon szűk pórusokba bejutni. A gőztérben diffúzióval történő mozgása azonban nem elhanyagolható. A higany és a higany vegyületek szulfidokkal érintkezve oldhatatlan  $HgS$  csapadékot képeznek, megkötődnek a fehérjék SH csoportjain is, melynek következtében mozgékonyasága nagymértékben lecsökken.

### **Nikkel**

A nikkel elsősorban  $Ni^{2+}$  formában van jelen a környezeti elemekben. Mivel a vas(III)-ionokkal ellentétben alacsony adszorpciós és csapadék képződési hajlama van, oldhatósága és mozgékonyasága jelentős.

### **Ezüst**

Az ezüst elemi állapotban, vagy  $Ag^+$ -ion formájában jut az immissziós közegekbe. Az elemi ezüst indifferens, míg ionos formája igen toxikus. A talajban csak kis mennyiségben fordul elő. Vízben kis koncentrációban előforduló klorid ionokkal oldhatatlan csapadékot képez, így erős komplexképzők hiányában, az extrém nagy koncentrációkat kivéve, már a vizekben sem jelent toxikus hatást. A talajban erős adszorpciója miatt ez a folyamat még kedvezőbb.

A különösen veszélyes nehézfémek humán- és növényélettani hatásaiban, talajbeli viselkedésében, valamint a növényekben való akkumuláció feltételeiben jelentős különbségek vannak. A 27. táblázat a négy legveszélyesebb nehézfém szennyezés forrásait és a talajban való viselkedésüket foglalja össze.

#### **4.3.4. Városi talajok környezeti kockázata, a szennyezés forrásai**

A városi talajok szennyező forrásai (1) ipari, (2) kommunális és (3) közlekedési eredetűek.

Az **ipari tevékenységek** emissziói a kisvíz elfolyások és a levegő szennyezése vonatkozásában közvetett módon, míg a nem megfelelő hulladékkezelés és megsemmisítés, valamint a szervezetlen hulladék logisztika közvetlenül terheli a talajt.

A **kommunális szennyvíztisztítók** kapacitás korlátai, vagy a nem megfelelően beállított technológiai paraméterek is negatív hatást fejtenek ki (a technológiai optimumnál rosszabb lesz az elfolyó víz minősége). Megjegyzendő, hogy a csapadékvíz és a kommunális szennyvizek kezelésének különválasztása nem minden településen valósult meg, holott a kétfajta víz kezelésének különválasztása kímélné az amúgy is korlátozott szennyvíztisztító kapacitásokat. A csatornahálózat hiánya vagy elavultsága, kilyukadása/korróziója szintén a szennyvíz gyors

talajba szivárgását eredményezi. A nem megfelelően kialakított kommunális vagy illegális személtlerakók szintén komoly gondokat okoznak talajszennyezési szempontból.

A **közlekedési eredetű** talajszennyezések az utak és az út menti füves területek olajjal és nehézfémekkel való elszennyeződését jelentik. A jegesedés gátló útszórók a sóhatások miatt károsak. A negatív hatások az utak gyakoribb és alaposabb takarításával bizonyos mértékig mérsékelhetők.

A levegőben lévő porokon nehézfémek és szerves vegyületek adszorbeálódnak, melyek kiülepedve jelentős mértékben szennyezik a városi talajokat. Különösen a kolloidális méretű szállóporok (2-10  $\mu\text{m}$ ) jelentenek problémát, mivel felületi aktivitásuk miatt a szállított szennyezők mennyisége is nagyobb. Ezek a frakciók egészségügyi szempontból sem elhanyagolhatóak, hiszen a légúti megbetegedések kialakulásában jelentős szerepet játszanak.

Összefoglalva elmondható, hogy a városi talajok fokozott környezeti ártalomnak vannak kitéve elsősorban az ipari, a közlekedési és a kommunális eredetű szennyezések miatt. Az ipari tevékenységek okozta terhelés a tisztább technológiák alkalmazásával, a hulladékok kezelésével és ártalmatlanításával csökkenthető. A kommunális eredetű szennyezések visszafogása a csatornahálózat és a hulladékkezelés fejlesztésével lehetséges. A közlekedésből származó talajszennyezések a városi közlekedés fejlesztésével, szervezésével, az utak takarításával mérsékelhető. A porterhelés mérséklése a zöldterületek kialakításával oldható meg.

Szükséges hangsúlyozni, hogy a sérülékeny karsztvíz bázisok védelme érdekében a karsztos területen lévő települések talajvédelme kiemelt jelentőségű feladat. Az ipartelepítés során ezt fokozottan figyelembe kell venni. A karsztos területek és vízbázisok védelmét komplex módon szolgálja a csatornázás fejlesztése, a kisvíz elfolyások minőségének ellenőrzése, a levegőtisztaság védelem, valamint a kommunális hulladékok szakszerű kezelése és elhelyezése.

Forrás	Toxikus hatás	Talajban való viselkedés		Megjegyzés
		Mobilis	Nem mobilis	
<b>Pb</b>				
Üzemanyagok Fémfeldolgozás Szénégetés Szennyvíziszapok Pb-pesticidok	Máj, csont, fog károsodás;  Takarmány- növényekben kumulálódik.	pH < 4 - 4.5: kicszerűlhető és oldható Pb-vegyületek;  Foszfátok, kelátok formájában	Mérsékelten savanyú, bázikus talajokban oxidokhoz, humanyagokhoz kötötten (75-85%); Karbonátokban	Talajban: 2-20 ppm Üzemek környékén: 3000 ppm Utak mentén: 500-600 ppm
<b>Cd</b>				
Érc- fémfeldolgozás Hulladékégetés Csatornaiszapok Közlekedés (Diesel motorok, gumi)	Csontszugorodás Vesekárosodás Tüdőkárosodás	pH < 6 - 6.5-nél mobilis, pH=5-nél a növények számára hozzáférhető; ásványi komponensekhez kötötten a növények számára hozzáférhetőbb	Humanyag komplexként, valamint pH>7 esetén karbonát, hidroxid és szulfid formában	Cl <sup>-</sup> és SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> növelik az oldhatóságot
<b>Ni</b>				
Acélipar Galvánipar Elektromos ipar Szennyvizek Olajipar	nagy mennyiség esetén tüdőkárosodás	pH < 6 Szulfátok, foszfátok, szerves komplexek	H>7 Karbonátok, hidrogén-karbonátok, hidroxo-komplexek	Talajokban: 5-50 ppm Fémfeldolgozás: 1000-5000 ppm Adszorpció: agyagásványokon, oxidokon/hidroxidokon
<b>Hg</b>				
Fa- fémfeldolgozás Lakossági hulladékok Csatornaiszapok Szemétegetés Kőolajipar (0.002-50ppm)	Rendkívül mérgező	Talajban való viselkedését a redox viszonyok szabják meg a $Hg_2^{2+} \Leftrightarrow Hg^{2+} + Hg^0$ egyenlet szerint.  Fontosabb formái: Illékony: Hg <sup>0</sup> , Me <sub>2</sub> Hg Oldatban: OH <sup>-</sup> , Cl <sup>-</sup> és szerves komplexek Nem oldhatók: MeHg <sup>+</sup> , MeHgCl, MeHgOH, HgS és humusz-Hg komplexek		Talaj: kb 0.1 ppm Városok: 0.1-0.4 ppm Szennyezett területek: 7-10 ppm  NAGYON GYENGE MOZGÉKONYSÁG, kis felszívódó képesség GOMBÁK KUMULÁLJÁK!

27. táblázat A környezeti szempontból legveszélyesebb nehézfémek hatásait és viselkedését összefoglaló táblázat.

## 4.4. Szennyezés terjedése, a talaj- és talajvíz védelemmel kapcsolatos feladatok

### 4.4.1. A szennyezés terjedését befolyásoló tényezők

A szennyező anyagok porózus közegben való terjedése hidraulikai, fizikai és kémiai folyamatok együttes hatásaként alakul ki. A valóságos anyagtranszportot alapvetően konvekciós, diszperziós, retenciós és kémiai-biológiai bomlási folyamatok összegeként értelmezhetjük.

#### Konvekció

Konvektív anyagtranszport során a szennyezés dugószerű áramlását feltételezzük, vagyis adott idő alatt az anyag térben áthelyeződik anélkül, hogy koncentrációja eloszlást mutatna. Talajviszonyok között, extrém esetektől eltekintve (pl. szennyezés terjedése heves esőzések, áradások vagy erős szélviharok útján) a szennyezés oldat formájában mozog a talaj pórusaiban. Az oldott anyagok pórusokban való áramlását advekciónak nevezzük. Az advektív szennyezőanyag áram az átlagos áramlási sebesség és a koncentráció szorzata:

$$J_a = \frac{\Delta M}{\Delta A \Delta t} = \bar{v}c$$

ahol

$J_a$	advektív szennyezőanyag fluxus
$M$	a szennyezőanyag kémiai mennyisége
$A$	az áramlásra merőleges felület
$t$	az eltelt idő
$v$	a szivárgási átlagsebesség
$c$	az oldat koncentrációja

#### Diszperzió

A diszperzió a térbeli kémiai potenciálkülönbség hatására létrejövő tömegáram. A koncentráció különbségek hatására létrejövő diffúziót **közönséges diffúziónak**, az elektromos potenciál vagy hőmérséklet különbség okozta anyagáramokat **kényszer diffúziónak** nevezzük. Vagyis a diszperzió a szennyezőanyag térbeni szóródását jelenti. A szennyező anyag úgy helyeződik át térben máshová, hogy koncentrációja egy eloszlást fog mutatni. A diffúziós anyagáramot Fick első törvényével tudjuk leírni az alábbi egyenlet szerint:

$$J_{diff} = \frac{\Delta M}{\Delta A \Delta t} = -[D_{eff}] \nabla c$$

ahol:

$J_{diff}$	a diffúziós szennyezőanyag fluxus
$D_{eff}$	effektív diffúziós állandó
$\nabla$	Laplace-operátor

Az effektív diszperziós állandó értéke porózus közegben kisebb, mint a vizes közegben mért  $D_0$  diffúziós állandó. A két mennyiség között fennálló kapcsolatra vonatkozóan az irodalomban számos modell és tapasztalatokon alapuló összefüggés található (28. táblázat).

28. táblázat. Az effektív diffúziós állandó kifejezése, Shackelford és Daniel (1991) nyomán

Képlet	Szerző
$D_{eff} = D_0 / \tau$	Gillham et al. (1984), Barone et al. (1990)
$D_{eff} = D_0 \alpha / \tau$	Li és Gregory (1974)
$D_{eff} = D_0 \Theta / \tau$	Berner (1971), Drever (1982)
$D_{eff} = D_0 \Theta \alpha \gamma / \tau$	Kemper et al. (1964), Olsen és Kemper (1968), Nye (1979)
$D_{eff} = D_0 \gamma / \tau$	Porter et al. (1960)
$D_{eff} = D_0 \Theta \alpha / \tau$	van Schaik és Kemper (1966)
$D_{eff} = D_0 \frac{1}{\tau(1+K_d)}$	Filep (1988), Fried és Combarous (1971) alapján
$D_{eff} = D_0 \frac{\Theta}{\tau^2} = D_0 \frac{1}{F}$	A tárolómérnöki gyakorlatban alkalmazott formula, ahol $F$ a formációs ellenállási tényező

**JELÖLÉSEK:**

$D_0$  a vizes oldatban mért diffúzió állandó

$\Theta$  a talaj nevésségtartalma V%, [ $L^3/L^3$ ]

$\tau$  a tortuozitás (labirintus faktor, vagy tekervényesség)

$\gamma$  a negatív dszorpciós vagy anion kiszorítási faktor ( $\leq 1$ )

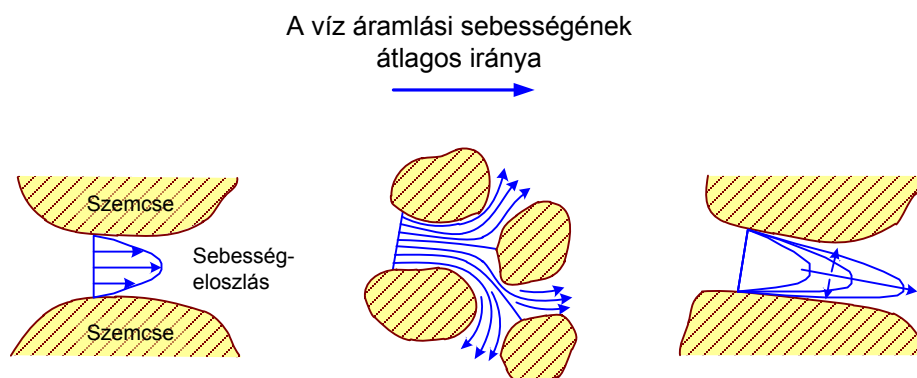
$\alpha = \eta_0 / \eta_s$  a viszkozitási faktor ( $\leq 1$ ); ahol  $\eta_0$  az oldószer,  $\eta_s$  az oldat viszkozitása

$K_d$  a megoszlási együttható

$D_0$  értékét alapvetően a koncentráció (kismértékű függés), a hőmérséklet (nagyértékű függés), valamint a közeg nedvességtartalma, szerkezete, pórusméret eloszlása (labirintus hatás) befolyásolja. Ha adott szennyezőanyagra és közegre vonatkozóan a  $D_0$  ismeretlen, akkor a  $10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s közelítő értékkel számolhatunk.

**Hidrodinamikai diszperzió**

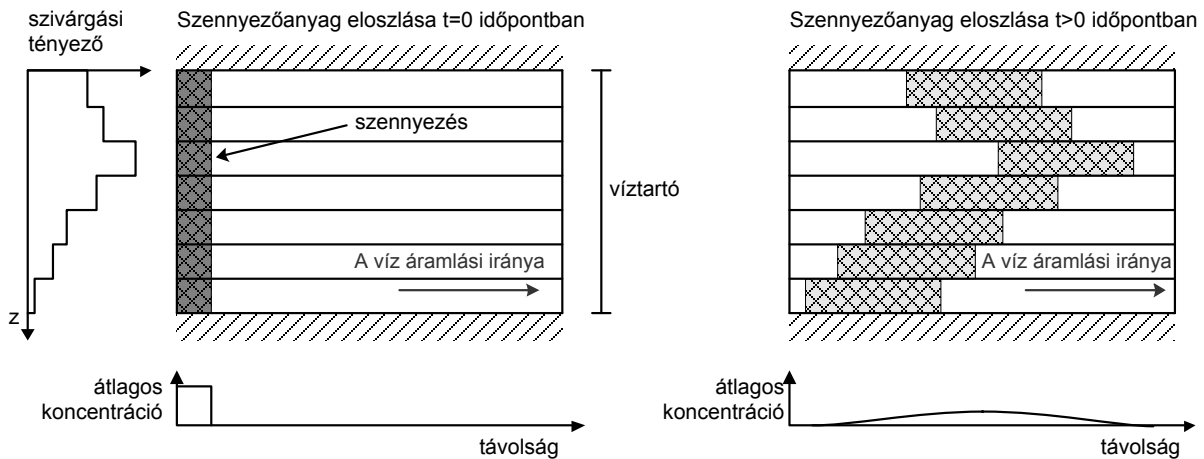
A hidrodinamikai diszperzió jelenségét az áramlási sebesség nagyságának és irányának változása okozza a porózus közegen belül. A hidrodinamikai diszperziót előidéző jelenségek sematikus vázlatát mutatja meg az 27. ábra.



27. ábra A hidrodinamikai diszperziót előidéző jelenségek elvi vázlata

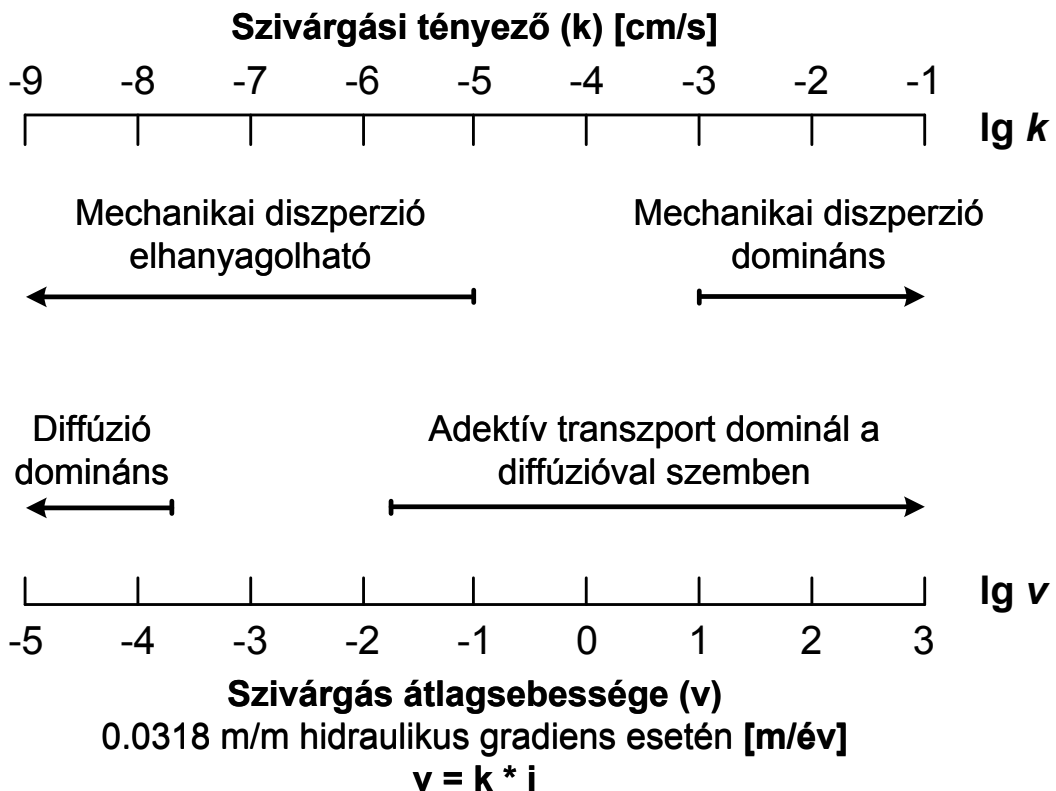
### Mechanikai diszperzió

A mechanikai diszperzió egy speciális esete az ún. **makrodiszperzió**, amikor a szivárgási tényező miatt kialakuló, az egy vízvezető rétegen belül a függőleges irányban változó nagyságú, egymástól eltérő áramlási sebességek okozzák a szennyező anyag diszperzióját, ahogyan azt a 28. ábra is mutatja.



28. ábra A mechanikai diszperzió kialakulása a szivárgási tényező függvényében.

A domináns transzportfolyamat a szivárgási sebesség függvénye. Kis szivárgási sebesség esetén a diffúzió, nagyobb sebességek esetén az advektív transzport és az azt kísérő hidrodinamikai diszperzió a meghatározó (lásd 29. ábra).



29. ábra A domináns transzport folyamat alakulása a szivárgási sebesség függvényében.

#### 4.4.1.1 Adszorpció

Az adszorpció a szennyező anyag porózus szerkezetű szilárd fázison való megkötődését jelenti. A megkötődött kémiai anyag mennyisége a pórusfolyadék koncentrációjának függvénye. Számítása egyensúlyi állapotban, adott hőmérsékleten a Langmuir, a Freundlich és a Henry izotermák segítségével lehetséges. A Langmuir izoterma elsősorban a nehézfémek, a Freundlich izoterma elsősorban a szerves komponensek adszorpciójának leírására alkalmas, míg a Henry, mint a Freundlich izoterma speciális esete, a felületen megkötött anyagmennyiség és a pórusfolyadék koncentrációja közötti lineáris kapcsolatot írja le.

A szorpciós folyamatok miatt bekövetkező koncentráció változást az idő függvényében az alábbi összefüggés írja le:

$$\frac{\partial(\Theta c)}{\partial t} = -\rho_b K_d \frac{\partial c}{\partial t} \quad (3)$$

Ahol:

- c a pórusfolyadék koncentrációja
- $\rho$  A porózus közeg térfogattömege
- $\Theta$  A térfogatarányban kifejezett nedvességtartalom
- $K_d$  egyensúlyi folyamat megoszlási együtthatója.

Mivel a szerves szennyezők szelektíven kötődnek a humuszhoz illetve a talaj egyéb szerves komponenseihez, a talaj szerves anyagára ( $k_{OM}$ ) és a talaj szerves szén tartalmára ( $k_{OC}$ ) vonatkoztatott megoszlási együttható fontos információt jelent:

$$k_{OM} = \frac{k_d}{OM\%} * 100, \text{ illetve } k_{OC} = \frac{k_d}{OC\%} * 100 = k_{OM} * 1,724 \quad (4)$$

Ahol:

- OM% a szerves anyag tartalom,
- OC% a szerves szén tartalom.
- A  $k_{OC}$  érték kicsi, ha  $k_{OC} < 100$  és nagy, ha  $k_{OC} > 1000$ .

A transzport modellek egy általános, gyakorlati tapasztalatok alapján felállított egyenletet használnak a talaj szerves szén tartalmára vonatkoztatott megoszlási együttható meghatározására:

$$\log k_{OC} = a \log k_{OW} + b \quad (5)$$

Ahol:

- $k_{OW}$  az oktanol/víz megoszlási együttható az adott szennyezőre, az oktanol/víz szételegyedő fázisban mért egyensúlyi koncentrációk alapján. Vagyis  $k_{OW} = c_o/c_w$ ;
- a és b konstansok.

A talajrészecskék felületén bekövetkező adszorpció lassítja a szennyezés terjedését, fékezi annak transzportját, vagyis retenciót (visszatartást) fejt ki.



#### 4.4.1..2 Gázképződés

A szennyeződések folyadék/gőz egyensúlyait a Henry törvény írja le, mely szerint egy híg oldat felett a (szennyező)komponens gőznyomása az oldatbeli koncentrációjával arányos:

$$P_g = k_H c, \text{ illetve } k_H = \frac{P_g}{c} \quad (6)$$

Ahol:

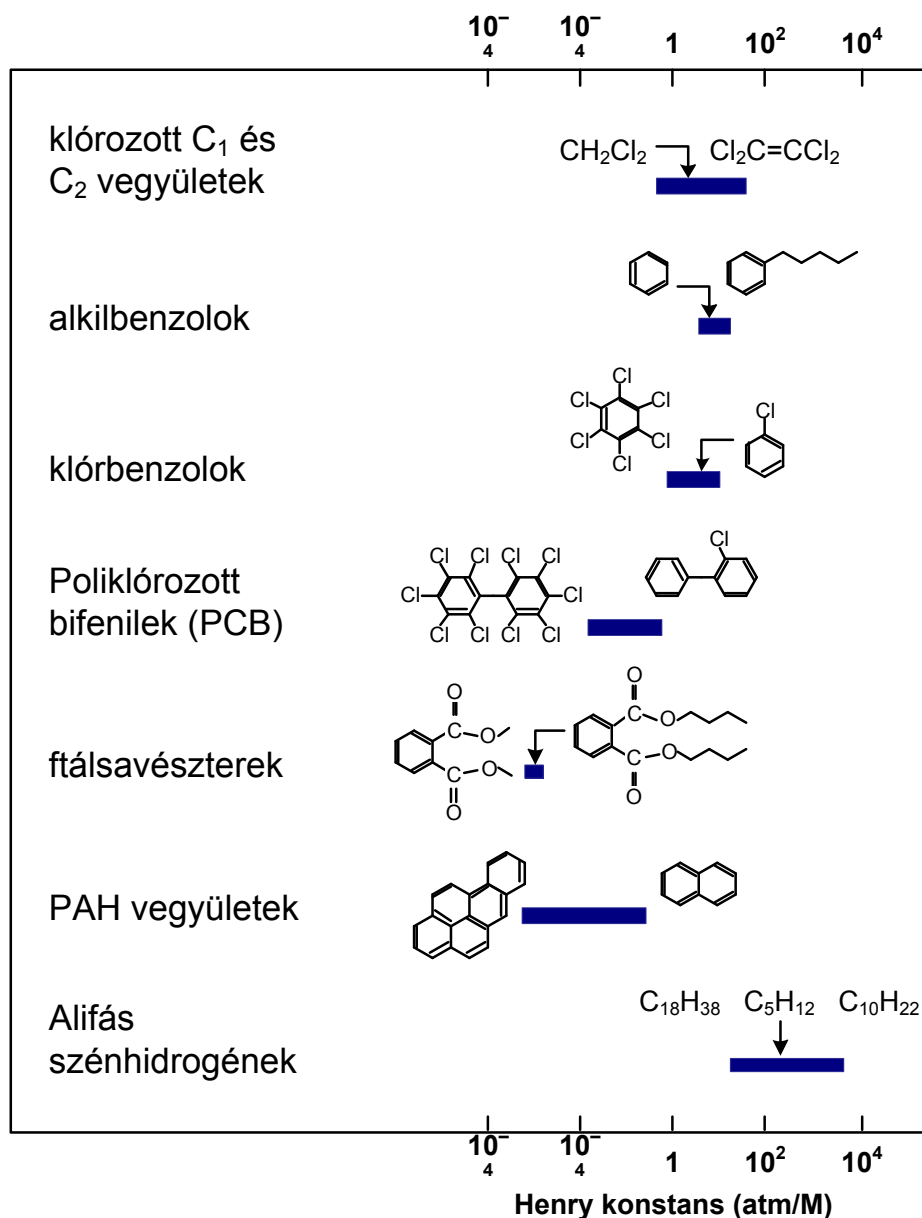
$P_g$  a gázfázisban az adott komponens parciális gőznyomása

$k_H$  Henry állandó

$c$  a komponens folyadékfázisbeli koncentrációja

Megjegyzendő, hogy a dimenziók miatt a Henry egyenlet módosulhat!

A Henry állandó értékét néhány fontosabb szerves szennyezőre az 30. ábra alapján alkalmazhatjuk.



30. ábra Néhány környezet szennyező anyag Henry állandója.

### Degradáció

A bomlási folyamatok a szennyezőanyag és a közeg közti kölcsönhatások eredményeként következnek be, melynek eredményeként a szennyezőanyag mennyisége időben csökken. A szerves vegyületek bomlását a következő fizikai és kémiai folyamatok okozhatják:

- hidrolízis (elsőrendű kinetikájú reakció)
- oxidáció/redukció (nem meghatározó)
- fotokémiai bomlás (talaj felszíni rétegeiben)

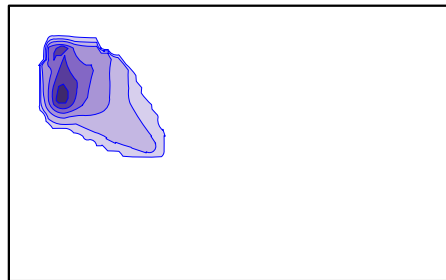
A degradációs folyamatok sebességét több paraméter befolyásolja, melyek közül a legfontosabbak (1) a szennyező fizikai-kémiai tulajdonságai, (2) a talaj pH értéke, (3) nedvességtartalma és (4) hőmérséklete.

A biológiai bomlási folyamatok jellemzésére elsőrendű, nulladrendű, feledrendű és a Michelis-Menten modellek használatosak.

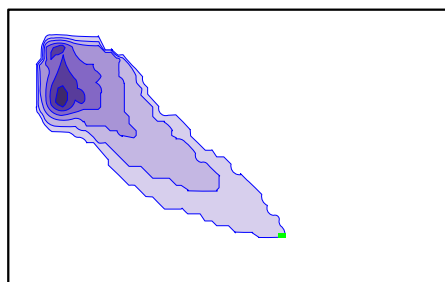
A degradációs folyamatok közül hulladék elhelyezési szempontból szükséges kiemelni a hulladék hidrolízis fogalmát, mely a hulladékok kémiai vagy mikrobiológiai úton végzett vizes lebontását jelenti. A kémiai lebontás savak és lúgok jelenlétében történik, míg a biológiai bontás esetében a mikroorganizmusok által termelt enzimek, mint biokatalizátorok végzik a hulladék összetevőinek lebontását. Ebből adódóan a hulladékok fontos jellemzője az úgynevezett hidrolizálható hányad.

A szennyezés terjedést leíró modelleknek nagyon fontos gyakorlati jelentősége van a kárelhárítási technológiák megtervezése során. A transzport folyamatok ismeretében a kárelhárítás időben ütemezhető, a technológia költség igénye pontosabban becsülhető. A modellek segítségével vízbázisok, kutak, élővizek vagy védett területek veszélyeztetettsége bemutatható és a szükséges óvintézkedések időben megtehetőek. A 31. ábra egy benzinkút tároló tartályának szivárgásából eredő pontszerű üzemanyag szennyezés terjedését szemlélteti. A szennyezések transzportját mutatjuk be egy kromatográfiás modell alapján (lásd. 32. ábra). Az ábrák valós számításokon alapulnak.

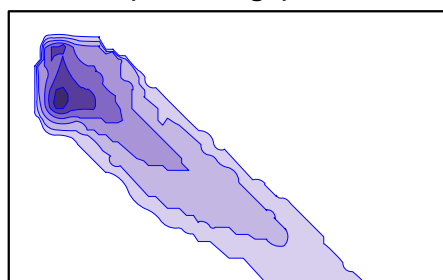
**A vízázó réteg keydeti szennyezettségi koncentráció értéke  
(20-7500 g/l)**



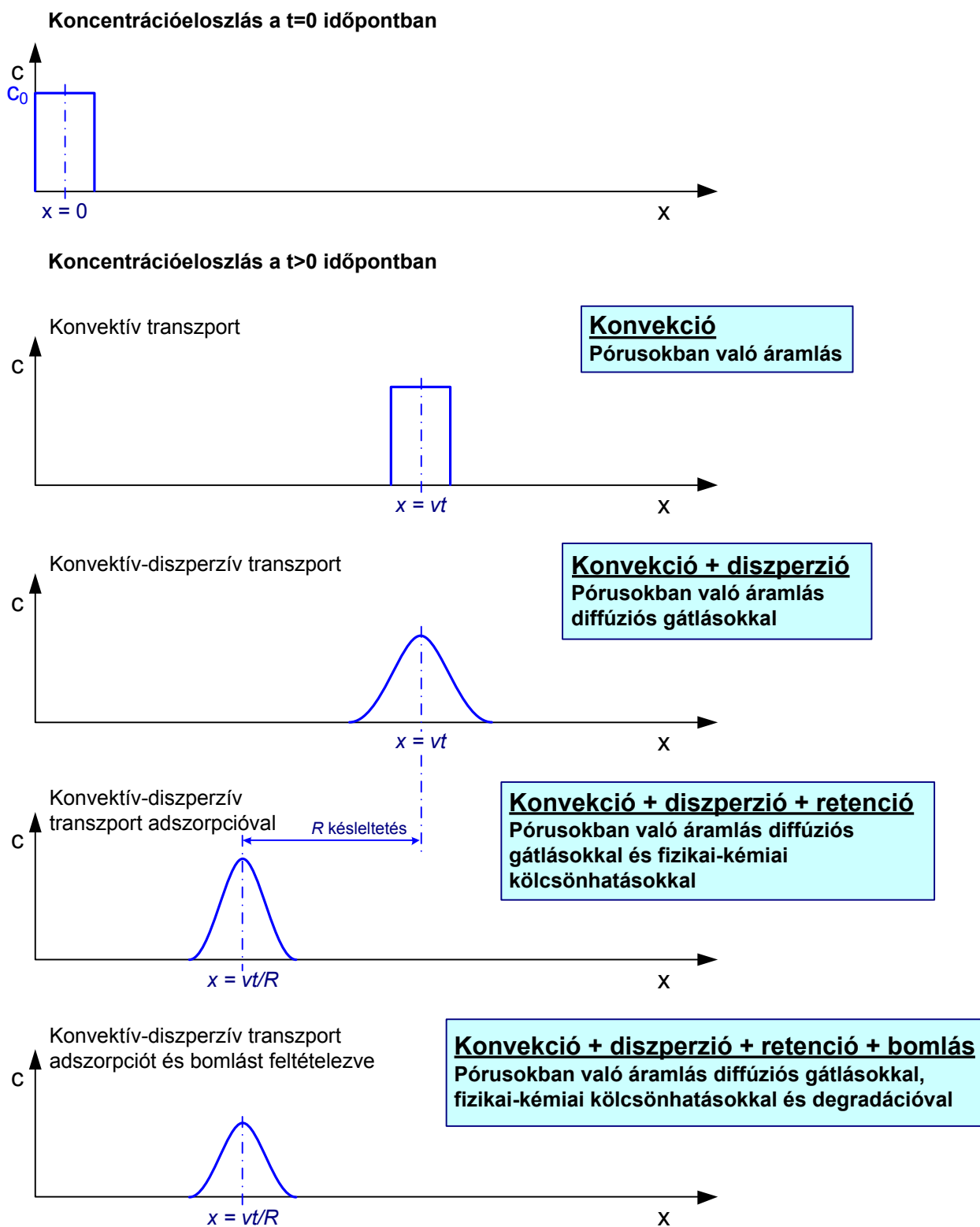
**A vízázó réteg szennyezettségi koncentráció értéke 10 év múlva  
(20-7200 g/l)**



**A vízázó réteg szennyezettségi koncentráció értéke 30 év múlva  
(20-6800 g/l)**



31. ábra Üzemanyag szennyezés terjedés modellezése az idő függvényében, valós talajviszonyok között.



32. ábra A szennyezés transzportját meghatározó részfolyamatok, homogén közegben való vándorlás esetén.

#### **4.4.2.A szerves szennyezők sorsa a talajban**

A szerves szennyezők nagy része a holt szerves anyagokhoz hasonlóan viselkedik a talajban.

##### **4.4.2..1 Előfordulás**

Gáz, gőz formában, vízben oldva vagy emulzióként, továbbá szilárd formában egyaránt előfordulhatnak. Gáz és gőzformájú szerves szennyező talajgázban, talajvízben oldva vagy a szilárd felülethez szorpcióval kötődve lehet jelen.

A folyékony halmazállapotú szerves szennyezők gőzformában, talajnedvességben ill. talajvízben oldva, folyadékfilm formájában szilárd fázishoz kötődve, vagy különálló fázisként a talajvíz felületén fordulhatnak elő.

A szilárd fázisú szennyező szemcseméretétől és fizikai-kémiai tulajdonságaitól függően jelen lehet a talajszemcsékhez keveredve, a talaj szilárd szemcséinek felületéhez szorpcióval kötődve, vagy mátrixban kötődve, pl. kovalens kötésekkel humuszba épülve.

##### **4.4.2..2 Lebomlási mechanizmusok**

A talajban mineralizálódhatnak, belőlük energia termelődik, C, N és P tartalmuk ismét felhasználhatóvá válik az élőlények számára.

Ko-metabolizmussal olyan xenobiotikumok képződése is lehetséges, amelyeket a talajban lévő mikroorganizmusok enzimrendszerei energiatermelés nélkül bontanak el. A perzisztens szennyező anyagok nem, vagy csak részlegesen bomlanak le. Egyes szerves szennyezők vagy metabolitjaik beépülnek a biomasszába, a talaj-mikroorganizmusok sejtjeibe vagy a növények szöveteibe. Beépülhetnek a táphumuszba is, ahonnan bizonyos feltételek között könnyen mobilizálódhatnak. Amennyiben a szerkezeti humuszba épülnek be, csak kis valószínűséggel mobilizálódhatnak. A fosszilizálódás eredményeként véglegesen kikerülhetnek az anyagkörforgalomból.

A szerves szennyezők természetes koncentráció csökkenése kémiai és biokémiai reakciók eredménye.

A leggyakoribb kémiai reakciók a hidrolízis, a szubsztitúció, az elimináció és a redox folyamatok. A hidrolízis során a szerves anyag vízzel reagál, és a folyamat eredményeként alkohol képződik. A szubsztitúció során a szerves anyag nukleofil ágenssel (anionnal) lép reakcióba. Az elimináció a szerves vegyület funkciós csoportjainak leszakadását jelenti, aminek eredményeként kettős kötés alakul ki a molekulában. A redox folyamatok (oxidáció/redukció) során elektron transzport valósul meg a reakcióban résztvevő komponensek között.

A biológiai úton lebontható szerves szennyezők természetes koncentráció csökkenése során a mikrobiológiai folyamatok kerülnek előtérbe. A mikroorganizmusok degradáló képessége és

hatékonysága a szerves szennyező szerkezetétől, ill. hozzáférhetőségétől függ. A jelenlévő mikroba közösség minősége nagymértékben befolyásolja a degradáció hatékonyságát. Az adott szennyezőanyag biológiailag csak akkor bontható, ha az evolúció során már kialakult a bontására képes enzim-készlet. Egyes szennyezőanyagok bontása nem igényel különleges enzimeket, másokhoz speciális enzimrendszerekre van szükség. Gyakran a talajban kis arányban előforduló fajok feldúsulása elegendő a szennyezőanyag szubsztrátként való hasznosulásához, más esetekben specifikus gén, vagy génekombináció szükséges.

A szennyezőnek fizikailag, kémiailag diszpergálnak kell lennie vízben ahhoz, hogy a mikrobák számára hozzáférhetőek legyenek. Ezt a mikrobák által szintetizált detergens hatású vegyületek, az ún. biotenzidek biztosítják. A hőmérséklet, a tápanyagok a pH, és a redox viszonyok befolyásolják a bontás intenzitását. Az oxigén mennyisége és forrása (levegő, oxidáló szerek,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , stb.) meghatározza a légzésformákat is. A telítetlen talajban a talajlevegő szolgáltatja a légzéshez szüksége oxigént, a vízzel telített talajban nitrát légzés vagy szulfát légzés dominál. Elektron akceptor a vas is lehet.

A szerves szennyező anyagok természetes koncentráció csökkenéséhez szabad vagy oldott oxigénből 3-4 mg szükséges 1 mg telített szénhidrogén teljes oxidációjához, vagyis a teljes mennyiség  $\text{CO}_2$ -dá és vízzé alakításához. A szénhidrogének degradációja az oxidáción alapul, melynek első lépéseként oxigenáz enzimmel, aerob körülmények között oxigén bevitele történik meg. A mikroorganizmusok oxigénhez való hozzáférhetőségét a talaj típusa, a talajvízzel való telítettség és egyéb szubsztrátok jelenléte határozza meg. Szénhidrogének bontása közben a gyorsan aktivizálódó mikroorganizmusok viszonylag rövid idő alatt felélik a mozgósítható P- és N tartalmú tápelem készletet, melynek következtében a lebontási folyamat lassul. Ezt elkerülendő ammónium- és foszfát-sókat, karbamid-foszfátot, N-P-K műtrágyákat adagolhatunk a szennyezett talajhoz.

A hőmérséklet a biológiai bontás hatásfokán kívül befolyásolja a szennyező szénhidrogén fizikai állapotát és összetételét is. Az optimális hőmérséklet 20-30 °C, de igen szélsőséges körülmények között is létezhet lebontás. Alacsony hőmérséklet esetén megnő az olaj viszkozitása, csökken a vízdoldhatóság és az illékony frakciók párolgása. A hőmérséklet emelkedésével nemcsak a szennyezőanyag mobilitása növekszik meg, hanem a mikroorganizmusok aktivitása is nő.

A talajok pH-ja széles határok között változhat, de a szerves szennyező anyagok biodegradációja szempontjából a legkedvezőbb a semleges körüli pH érték.

#### **4.4.3. Szervetlen szennyezők sorsa a talajban**

A szervetlen szennyező anyagok talajban való megkötődése, mobilizálódása, biológiai felszívódása a növényi tápsók ionjaihoz hasonló.

##### **4.4.3..1 Előfordulás**

Előfordulhatnak atomrácsba, molekularácsba épülve, oxidok és hidroxidok formájában, ionos formában vagy komplexben. Az atomrácsos/molekularácsos formákban általában korpuszkuláris szennyező anyagként, vagy még el nem mállott kőzetekben (mint szennyező

anyagban) fordulnak elő, leggyakrabban a Si, a Fe vagy az Al, esetleg a Ca, Mg vagy a K helyettesítőiként. Innen a mállás során szabadulnak fel, ionos formába kerülnek és pl. a mélyebb rétegekbe, vagy pl. más környezeti elembe be- illetve kimosódnak. Oxidokban és hidroxidokban a Fe és az Al helyettesítőiként fordulnak elő és kőzetek mállásakor, a talaj savanyodásakor mobilizálódnak. Fém-ionok formájában jelen lehetnek a talajvízben vagy a talajnedvességben oldva, a talajkolloidok (agyagásványok, humusz) felületén ionosan kötve, az ionerősségtől függően kicserélhető formában. Ez a kötődési forma a növények és/vagy a talajlakó egyéb organizmusok számára hozzáférhető. A szerves fém-komplexek főleg humuszanyagokhoz kötve fordulnak elő a talajban, és amennyiben a mozgékony, vízben oldható, kisebb Dalton számú frakciókhoz kötődnek, mobilisakká válnak. Az ionos és komplex kötésben lévő fémek mozgékonyak, vízdoldhatók, a talajkolloidok kationjaival kicserélhetők és biológiailag felvehetők. Az oxid és hidroxid formában kötött fémek közepesen, a molekula és atomrácsban lévő nehezen hozzáférhetők. Az egyes fémformák átalakulhatnak egymásba, az egyes kémiai formák közötti fém-megoszlás a külső körülmények függvénye.

Az egyensúlyok, illetve az egyensúly eltolódások is a környezeti paramétereiktől függenek. Az egyes fémformák közötti egyensúlyt elsősorban a pH, a redox-potenciál, a nedvességtartalom, a talaj típusa, ásványi összetétele és szemcseméret eloszlás határozza meg. Az egyensúlyi koncentrációkat a többi fém jelenléte nagymértékben befolyásolja. Az egyes fémformák elsősorban a pH, a redox potenciál és a nedvességtartalom függvényében megoszlának a talaj fázisai között. A megoszlásokat a kőzetek mállása és a fémek oldódási illetve kicsapódási folyamatai határozzák meg. A szilárd formák kialakulásában az agyagásványok, Fe-, Mn-hidroxidok és szerves anyagok felületén bekövetkező a deszorpciónak/kemisorpciónak fontos szerep jut. Például a nehézfémek megkötődő képessége az alábbiak szerint változik különböző felületeken:

Mn-oxid > huminsav > Fe-hidroxid > agyagásvány

A nehézfémek agyagásványokban való megkötődése pH függő. Például a  $Cd^{2+}$  pH = 8,0 alatt az agyagásvány minőségétől, pH = 9,0-11,0 között pedig az agyagásványtól független szorpciós tulajdonságokat mutat.

#### **4.4.3..2 A szervesetlen szennyezők élő szervezetekben való akkumulációja**

Az élő organizmusokban végbemenő akkumulációval együtt járó mechanizmusok befolyásolják a rezisztenciát. Ennek egyik formája a szervesetlen szennyezőnek a sejtfal komponenseihez való kötődése bioszorpcióval, vagy másként extracelluláris komplexképzéssel

Például a Rhizobium sp. extracelluláris poliszaccharidok segítségével tudja semlegesíteni a toxikus fémeket. A szervesetlen szennyezők intracelluláris módon is kötődhetnek és akkumulálódhatnak az élő szervezetekben.

A bio-akkumuláció plazmidfüggő is lehet. Például a Ralstonia metallidurans CH34 baktérium kétféle plazmidot tartalmaz, melyek a nehézfém rezisztenciáért felelősek. A pMOL30, 240 kb plazmid a Cd, Co, Zn, Hg, Tl, Cu, és Pb, míg a pMOL28, 165 kb plazmid a Co, Zn, Ni, Hg, Tl és Cr rezisztenciáért felelős.

A toxikus fém elsősorban növényi közvetítéssel kerül be a táplálékláncba. A talaj összes fémtartalmának csak kis része, elsősorban a vízoldható és a könnyen kicserélhető formák hozzáférhetők a növények számára. Vagyis, ha megnő a talajoldat fémtartalma, akkor fémtűrő és fémakkumuláló fajok terjednek el a szennyezett területen.

Az élő szervezetek szervesen szennyezőkhöz viszonyuló adaptációs mechanizmusai különbözők lehetnek. Ha a szervesen szennyező a rhizoszférában kicsapódik, sem a gyökérben, sem pedig a szárban nem mérhető nagy fém koncentráció (pl. *Epilobium* sp.) Ha a gyökérben raktározódik, nem kerül a szárba (pl. *Elytrigia repens*, *Poa annua*, *Scirpus holoschenus*) Vannak fajok, amelyek csak a szárban és a levelekben raktározzák a szennyezőket (pl. *Inula viscosa*, *Euphorbia dendroidea*, *Arundo donax*), mások a vakuolákban és/vagy a sejtfalban immobilizálják azokat. Más fajok esetében mind a gyökérben, mind a szárban raktározódik a szervesen, elsősorban fém szennyezés, így azok az anyagcseréből ki vannak iktatva (pl. *Cistus salviifolius*, *Helichrysum italicum*).

A talajban gyakorlatilag soha nincs egyensúlyi állapot, mert egyes folyamatok egyensúlyának beállításához évek, évtizedek szükségesek. A klimatikus, az éghajlati és a szűkebb környezeti paraméterek állandóan változnak.



## **5. A FELSZÍN ALATTI VIZEK SZENNYEZŐ FORRÁSAI**

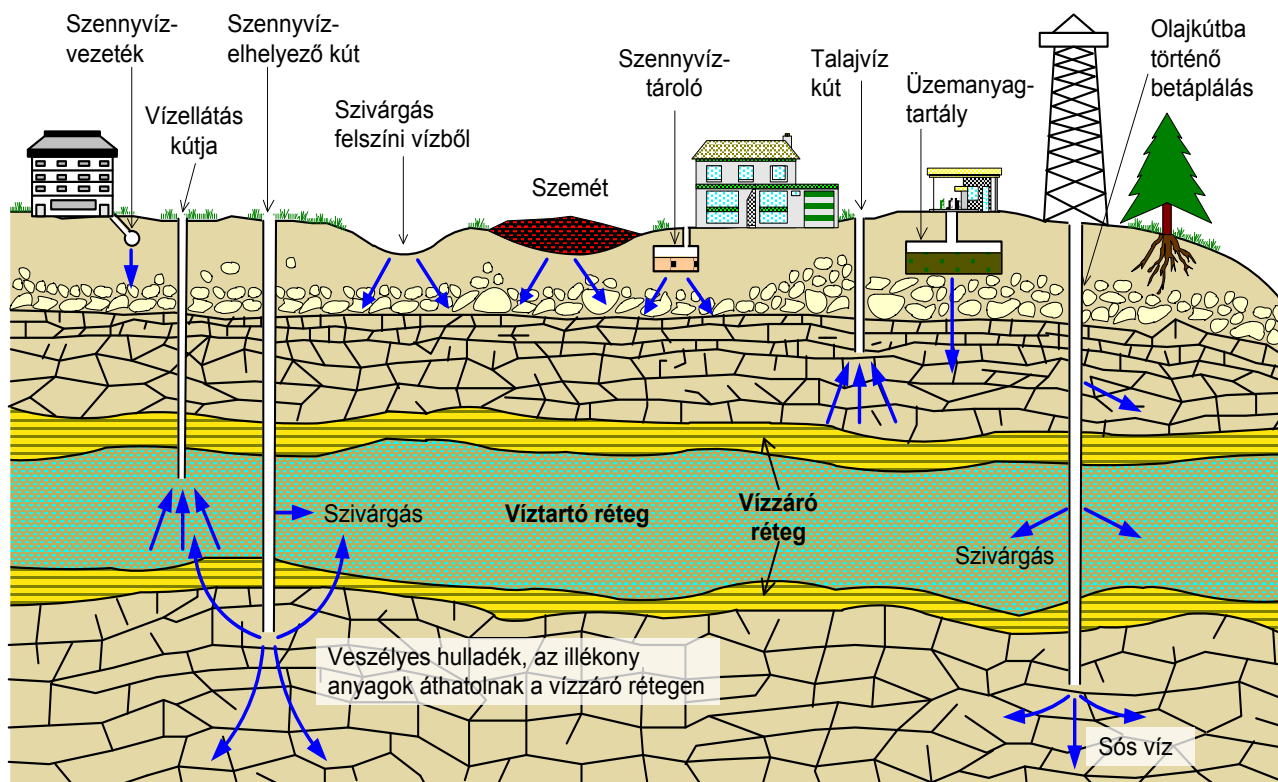
## 5.1. Források

A felszín alatti vizekbe természetes és mesterséges (antropogén) forrásokból kerülhetnek szennyező anyagok.

A természetes eredetű szennyező anyagok kémiai és fizikai folyamatok eredményeként az atmoszférából, a bioszférából és a litoszférából jutnak a felszín alatti vizekbe, elsősorban a talajvízbe. Így például a talajvíz sótartalma a talaj, illetve a kőzetek vízoldható sóiból származik. A természetes szennyező forrásokból a vízadó rétegbe kerülő anyagok jelentős mértékben befolyásolják a felszín alatti vizek minőségét (pl. vastartalom). Ide sorolhatók a vízadó rétegek közötti vízcserek is.

Az emberi tevékenységből származó (antropogén) szennyezések (1) szilárd hulladék lerakókból, (2) szennyvíztározókból, (3) a mezőgazdaságból, (4) olajszivárgásokból és elfolyásokból, (5) nagy mélyen elföldelt toxikus hulladékokból származhatnak.

A felszín alatti vizek szennyező forrásait szemlélteti a 33. ábra.



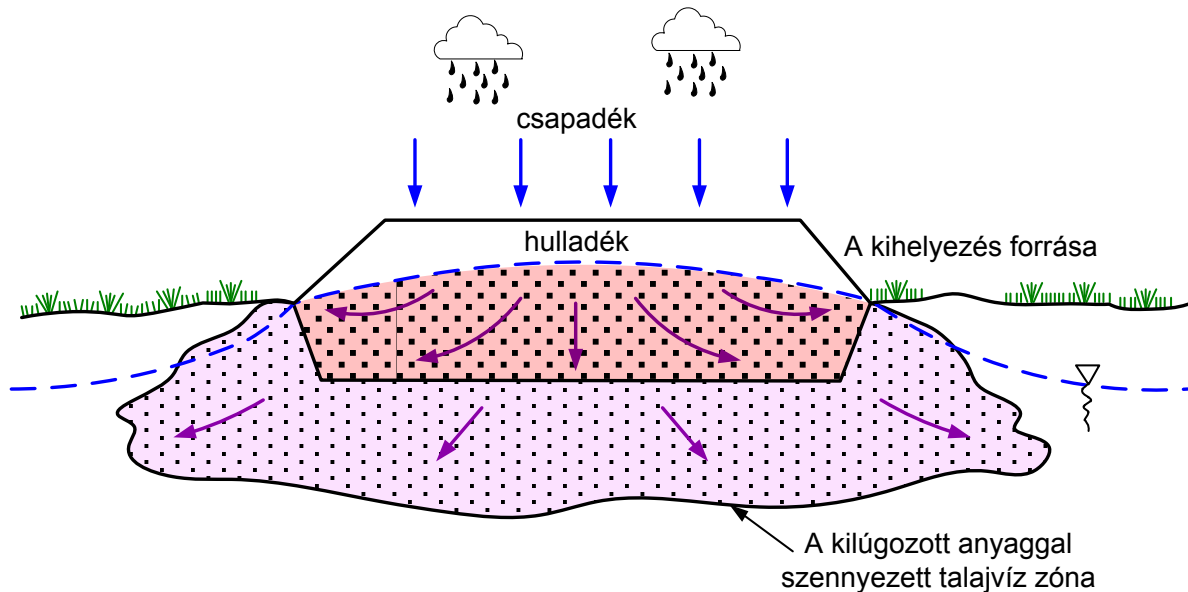
33. ábra A felszín alatti vizek szennyező forrásai

### 5.1.1. A nem megfelelően kialakított hulladék lerakók szennyező hatása

A hulladéklerakó az egyik legjelentősebb veszélyforrás a talajvíz minőségét befolyásoló tényezők közül. Az ipari és háztartási hulladékok szennyező anyagai nagyon változatosak lehetnek az egyszerű szervetlen ionoktól (nitrát, klorid, szulfát) a nehézfémekig (pl. króm), és

a szintetikus szerves vegyületekig (pl. háztartási tisztítószer, oldószer, festékek, gyógyszerek, stb.). Ezeket a hulladékokat gyakran a terepfelszín alatt helyezik el, illetve tárolják. Hasonlóképpen a felszín alá kerülnek elhelyezésre az egyedi szennyvíztárolók, szeptikus tankok, szennyvíz gödrök, ipari szennyvíztározók, bányászati hulladéktavak és műtrágya tározók.

Mivel a szennyező anyagok volumene évről évre növekszik, a legnagyobb befogadók (a talaj és a talajvíz) elszennyeződésének lehetősége is egyre nagyobb. A hulladéklerakók szabálytalan, szakszerűtlen kialakítás esetén a csapadék vagy a talajvíz kioldja a szennyező és/vagy toxikus anyagokat és ezek a talajvízbe szivároghatnak (34. ábra).



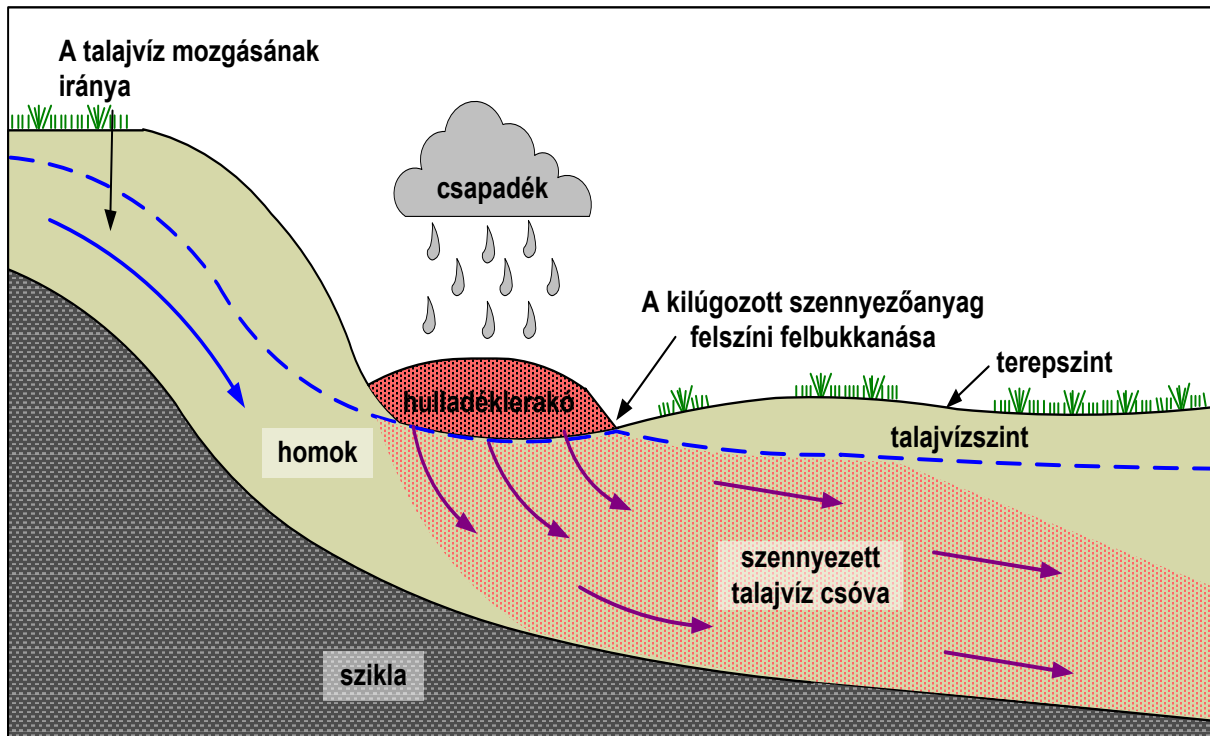
34. ábra A hulladéklerakó alatti talajvízdomb a szennyezők kilúgozását és a mélyebb rétegekbe történő szivárgását okozza

A 35. ábra megmutatja, hogy a nagy esésű, sekély mélységben lévő talajvízszint átmosza a nem szakszerűen kialakított hulladéklerakót. A kioldott szennyezőanyagok könnyen beszivárognak a talajvízbe.

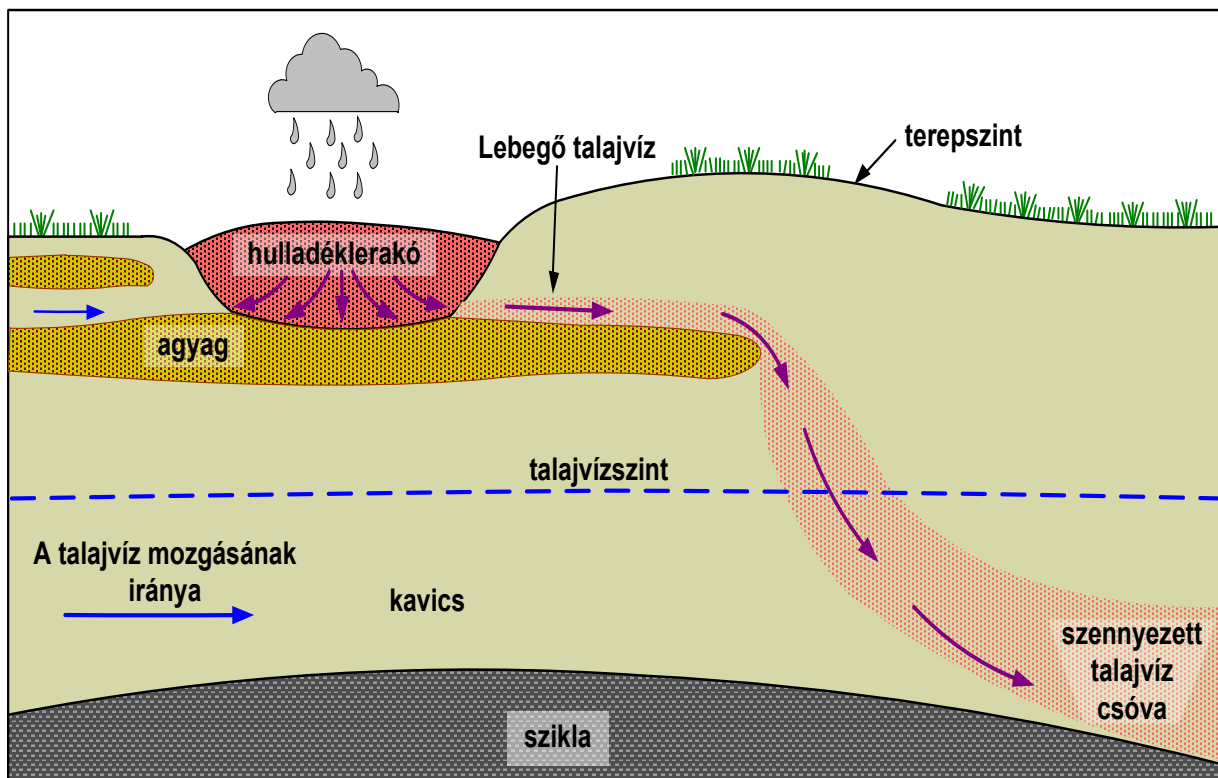
A 36. ábra azt az esetet szemlélteti, amikor a hulladéklerakó oldal irányú izolációja nem megfelelően lett kialakítva. Ennek hányában a csapadék által kilúgozott szennyező anyagok egy horizontális mozgást követően vertikális mozgással a talajvízbe kerülhetnek.

Ha a hulladéklerakó laza, vízáteresztő talajon (homok, kavics, vagy repedezett kőzet) kerül kialakításra, a talajvízbe szivárgó szennyező anyag oldata, a lerakó területénél lényegesen nagyobb területet is képes elszennyezni. A 37. ábra során bemutatott példán a hulladéklerakó egy mérsékelten áteresztő homok talajon került kialakításra. A szennyezett területet az izokoncentrációs vonalak jelzik. A szennyezett talajvíz egy nagy szennyvíz csóvát eredményez, amelyet a klorid izokoncentrációs vonalak szemléltetnek. A csóva mélyen beszivárog a vízadó rétegbe és oldal irányban is több száz méterre szivárog. Az ábrán bemutatott szennyezési viszonyok kialakulása évtizedeket vesz igénybe, de a lerakóból leszivárgó vízzel távozó szennyezés terjedését a szennyezőanyag fizikai kémiai tulajdonságai és a geológiai viszonyok alapvetően meghatározzák. Általában a kimosódási folyamatok

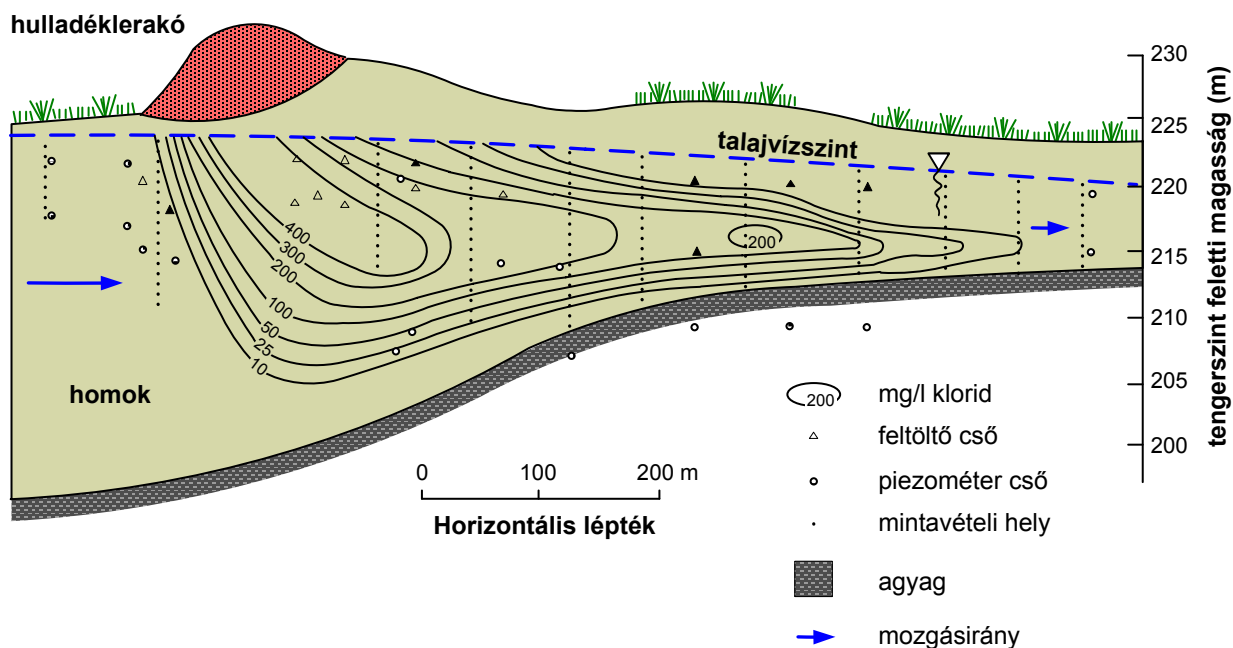
néhány évtizedet vesznek igénybe, de léteznek olyan lerakók, amelyeknél ez lényegesen hosszabb ideig, bizonyos esetekben évszázadokig is eltarthat.



35. ábra A szabálytalanul kialakított hulladék lerakóból kimosódott anyagok elszennyezik a vízádo réteget



36. ábra Elhagyott kavicsbányában kialakított hulladéklerakó agyagrétegen



37. ábra A hulladéklerakóból kialakult szennyezőanyag csóva homoktalajon

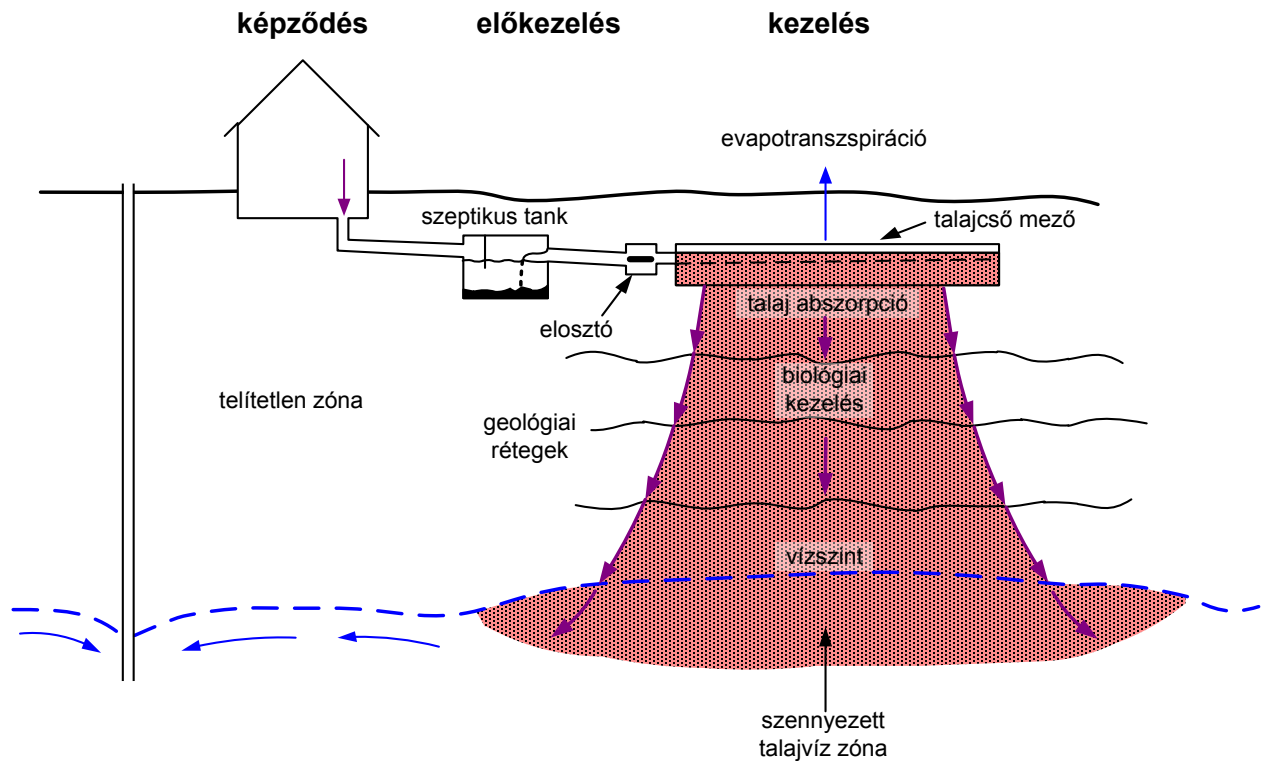
### 5.1.2. Veszélyes anyagok

A különösen toxikus, nehezen bomló, vagy radioaktivitással rendelkező hulladékok elhelyezése nagy körültekintést igényel. A jelenlegi gyakorlat szerint a veszélyes hulladékok nagyobb mélységben történő elhelyezését előnyben részesítik a felszíni, vagy a felszín alatti elhelyezéssel szemben. Ezt a kezelési módot azért tartják előnyösnek, mert a szennyező anyagok felszín felé való migrációja korlátozott vagy teljesen lehetetlen, így elegendő idő áll rendelkezésre az instabil vegyületek lebontásához, a radionukleidek bomlásához illetve a toxikus anyagok hígulásához.

### 5.1.3. A szennyvíztározók szennyező hatásai

A talajvíz szennyezés szempontjából a szennyvíztározók is komoly veszélyforrást jelentenek. A szennyvíz elhelyezésére kialakított szepikus tavakból és dréncsövekből szennyezés kerül a talajba, és a talajvíz potenciális szennyező forrásává válik (38. ábra).

A fejlettebb országok gyakorlata szerint a csatornázottság, valamint a kommunális szennyvizek I. és II. fokú tisztításának eredményeként jelentősen csökken ugyan a felszíni vizek szennyezése, de nagy gondot jelent a nagy mennyiségű szennyvíziszap elhelyezése, mely szintén potenciális szennyező. Ezt a szennyvíziszapot (megfelelő ellenőrzést követően) mezőgazdasági illetve erdőterületekre helyezik ki. A részlegesen tisztított szennyvíz is elhelyezhető, ha a terület geológiai adottságai ezt megengedik.



38. ábra Házi szennyvíz elhelyezés szennyező hatása

A szennyvíztározók több patogén kórokozót is tartalmazhatnak. Közepes szemcséjű homokon illetve finomabb szemcséjű anyagban ezek a patogén kórokozók illetve koliform baktériumok csak néhány méterre jutnak el, azonban heterogén (homok és kavics) vízadó rétegben több tíz, esetenként több száz méterre is eljuthatnak. A mikroorganizmusok napokig, sőt hónapokig is életképesek a talajvízszint alatt. Repedezett kőzetekben, ahol a talajvíz mozgás sebessége nagy, kilométerekkel távolabb is szóródhatnak.

A szennyvíz sok olyan oldott szerves anyagot is tartalmazhat, amelyek közül kevésnek ismert a toxicitása, mozgékonyasága és lebomlási mechanizmusa (pl. gyógyszerek, állatgyógyászati termékek, tisztító és kozmetikai szerek).

#### 5.1.4. A mezőgazdaság talaj és talajvíz szennyező hatásai

A talajvíz minőségét befolyásoló emberi tevékenységek közül valószínűleg a mezőgazdaság a legjelentősebb. A talajvíz minőségének leromlását okozó főbb mezőgazdasági tevékenységek közül a műtrágyázás és a peszticidek alkalmazása, valamint az alom nélküli állattartásból származó hígtrágya tárolása emelendő ki.

A műtrágyázás környezetvédelmi vonatkozásairól a termélnövelő hatások ellenében élénk szakmai és társadalmi vita folyik. Tény, hogy a műtrágyák kontroll nélküli használata veszélyt jelent az ivóvíz bázisokra. Mivel a nitrát mozgékonyasága nagy, rövid idő alatt nagyobb távolságokra is eljut. A talajvíz magas nitrátosodása és az extenzív mezőgazdasági tevékenység összefügg. Így nagyon sok területen (pl. Hollandiában, Magyarországon) a talajvíz kutak vízének nitrát-koncentrációja meghaladta az ivóvízben megengedett határértéket.

Eddig még nem mértek nitrát szennyeződést a talajvíz szintje alatt 10-100 m-nél nagyobb mélységben, de elképzelhető, hogy idővel a nagyobb mélységekre is kiterjed ez a típusú szennyezés, ha az alkalmazás terén nem következik be gyors és ésszerű változás.

A peszticidek széleskörű alkalmazása is potenciális szennyező forrást jelent. Mivel a vegyület csoport jelentős része vízben jól oldódik, következésképpen a különböző geológiai alakzatokban jól és gyorsan mozognak, és a vízáradó rétegek gyorsan elszennyeződhetnek.

### **5.1.5. Ásványolaj termékek szennyező hatásai**

A motorizáció elterjedésével töltőállomások ezrei kerültek kialakításra, ahol az üzemanyag tárolására használt acél üzemanyagtartályokat a felszín alá telepítik. A fosszilis üzemanyagokra, elsősorban kőolaj energia bázisra települt civilizációnk a az energiahordozók transzportjára a kontinenseken felszín alatti és tengerfenéken elhelyezett csővezeték hálózatokat, tartályhajókat üzemeltet. A közutakon folyamatosan olaj illetve benzinszállító tartály tehergépkocsik közlekednek. Sajnos, ezzel párhuzamosan egyre nagyobb mértékű talaj és talajvíz szennyezést okoz a kitermelésből, a feldolgozásból és a szállításból adódó üzemvitel.

A szennyezés jellegét és környezeti kockázatát a kőolaj származék tulajdonságai határozzák meg. A kőolaj és származékai kisebb-nagyobb mértékben oldódnak a vízben. A könnyű benzin vízzeloldhatósága  $20-80 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ , de íz és szag hatása már  $0,005 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ -nél kisebb koncentrációban is érzékelhető.

## **5.2. A vízbázisok védelme**

### **5.2.1. Védőterületek**

A vizek hasznosítási lehetőségeinek hosszú távú megőrzését szolgálja a hatályos környezetvédelmi és a vízgazdálkodási törvény azzal, hogy (1) előírja távlati vízbázisok kijelölését, (2) az igénybevételi követelmények meghatározását, (3) a vízhasználatok sorrendjét; valamint ingatlanok használatának korlátait.

A környezetvédelem és a vízgazdálkodás hosszú távú érdekeit szolgálja a hasznosításra igénybe vett, vagy tervezett vízkészletek védelme. A vízkészletek védelmének alapvető eszköze a védőterület/védőidom kijelölése. A védőterületeken a felszín alatti térrészekre is az általános vízvédelmi követelményeknél szigorúbb előírások érvényesek. Ilyen fokozott védelmet irányoz elő a környezetvédelmi törvény az (1) ivóvízellátást biztosító (pl. karsztvíz bázison alapuló ivóvíznyerő kutak), (2) az ásvány- és gyógyvízhasznosítást szolgáló (pl. Héviz), valamint (3) a természet védelme szempontjából jelentős területekre (pl. Fertő tó). (4) az üdülési, sportolási és terápiás hasznosításra kijelölt vízkészleteket is fokozott védelemben kell részesíteni (pl Balaton és térsége).

A védőterületek kialakításának általános elve szerint a védendő vízbázist ellátó területek talaját és talajvizét kell fokozottan megvédeni a szennyezésektől, csökkenteni kell a potenciális szennyező forrásokat a kommunális és az ipari hulladéklerakók, a szennyvíz elhelyezés, valamint az ipari és mezőgazdasági tevékenységek tekintetében. A védőterület nagyságát a geológiai, az időjárási és az antropogén paraméterek együttesen határozzák meg.

### **5.2.2. A felszín alatti vizek (talajvíz) védelme, monitoring rendszer**

A felszín alatti vizek minőségének folyamatos ellenőrzésére megfigyelő kúthálózatot kell létesíteni az esetleges szennyezettség kiterjedésének meghatározása érdekében.

Magyarországon a felszín alatti vizek minőségének rendszeres értékelése a 1980-as évek közepétől kezdődött. A szerény méretű megfigyelő hálózatot a porózus vízáadó rétegekben alakították ki. Sajnos, a megfigyelő hálózat a szennyeződésre érzékeny felszín közeli réteg összletre alig terjed ki, továbbá a talajvizek, karsztvizek, a parti szűrősű és termálvíz készletek vízminőségének megfigyelése nem megoldott.

A megfigyelő kutak három szintjét lehet megkülönböztetni: (1) az elsődleges kutak (regionális kutak) a természetes talajvíz minőségének, a minőségi változásnak meghatározására szolgálnak, (2) a másodlagos megfigyelő kutak a talajvíz minőségének helyi változását és az esetleges szennyezéseit érzékelik, míg (3) a harmadlagos kutakat meglévő, vagy potenciális szennyező források közelében létesítik.

A kutakból meghatározott időszakonként vett minták vizsgálata alapján dönthető el, hogy van-e változás a víz minőségében, illetve történt-e szennyezés. Az adatokból értékes adatbázisok hozhatók létre, melyek a szennyezés terjedési modellek bemenő adataiként a szennyező migrációjára tett előrejelzéseket pontosítják.



### 5.2.3. A talajvíz védelmének módjai

A talajvíz szennyezésének megelőzése a legoptimálisabb talajvíz védelmi megoldás. Sikeres megelőzésről akkor beszélünk, ha a lehetséges szennyező forrásokat úgy szabályozzuk, hogy a szennyező anyagok talajvízbe szivárgását meg tudjuk akadályozni. Ezek a szabályozók közgazdasági és törvényi szabályozások lehetnek, de végső soron technológiai megoldásokat igényelnek. A szennyező források diffúz és pontforrások lehetnek.

A diffúz források általában mezőgazdasági eredetűek (növényvédelem, műtrágyázás). Tekintettel arra, hogy diffúz források bárhol előfordulhatnak, utólagos ellenőrzésük nagyon nehéz. Ebből adódóan hatékony megoldás csak a megelőzés lehet tiltással vagy jogi szabályozással (pl. a műtrágya használat vagy a nem degradálódó peszticidek használatának korlátozása).

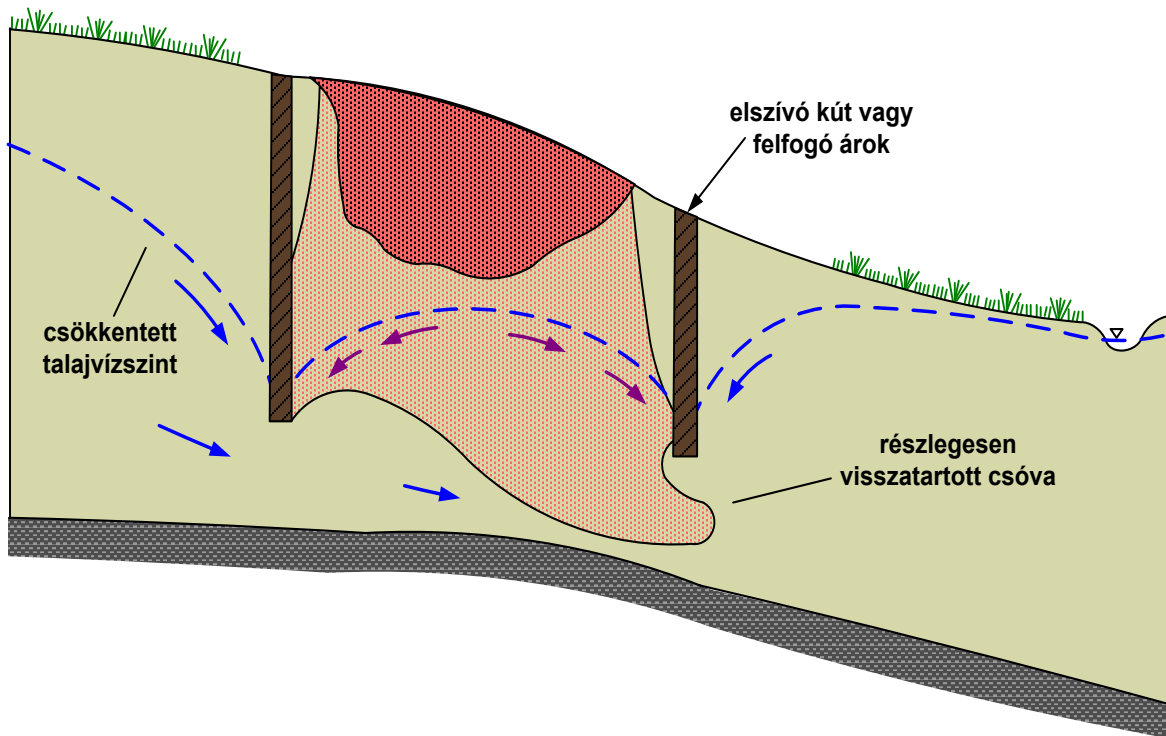
Pontforrások lehetnek a hulladéklerakók, vagy a különböző vegyi anyagok tárolására szolgáló tartályok. Ebben az esetben preventív módszerekkel és remediációs beavatkozásokkal egyaránt szabályozhatjuk a szennyező anyag kibocsátását, illetve a szennyezés megszüntetését.

Némely hulladék annyira veszélyes, és lebomlása olyan hosszú időt vesz igénybe, hogy a talajvíz hosszú távú szennyeződésének megakadályozására a szennyező anyag kitermelése, kezelése és egy biztonságos lerakóba való deponálása az egyedüli megoldás. A másik lehetőség a szennyező forrás elszigetelése. Elméletileg minden lerakóból van kimosódás, még akkor is, ha nagyon jó minőségű szigetelő anyagokat (geotextil és fólia, agyagszigetelés) alkalmaznak. A felhagyott hulladéklerakók bentonittal, vagy más vízzáró anyagokkal való lefedése megakadályozza a csapadékvíz bejutását a lerakóba és így lényegesen csökkenthető a szennyező anyag kimosódása.

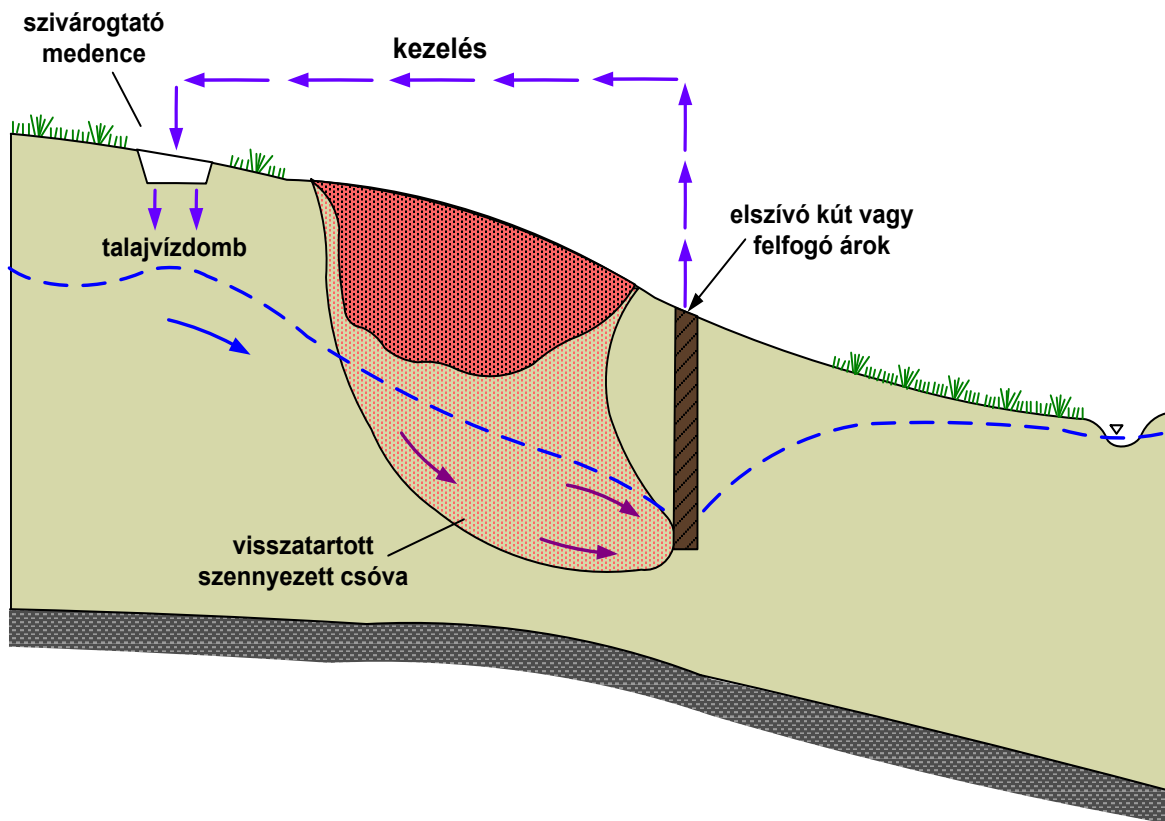
A hulladék lerakóból származó szennyezőanyag elszigetelésére hidraulikai módszerek is alkalmazhatók. Ezek lényege, hogy kutak vagy felfogó árkok kialakításával süllyesztjük a talajvizet, illetve megfordítjuk az esés irányát, csökkentve ezzel a szennyezés mértékét (39. ábra).

A talajvíz helyi megemelése egy megfelelően kialakított kút vagy árok segítségével is elvégezhető. Ebben az esetben a kút környezetében lesüllyed a talajvízszint, a kút pedig erős depressziót gyakorol a szennyezett vízadóra. A kitermelt vizet tisztítás után visszajuttatják talajba. Ezzel a módszerrel egyrészt a szennyezett vízcsóva izolálható, másrészt egy idő után a szennyezés „kimosható” a talajból (40. ábra).

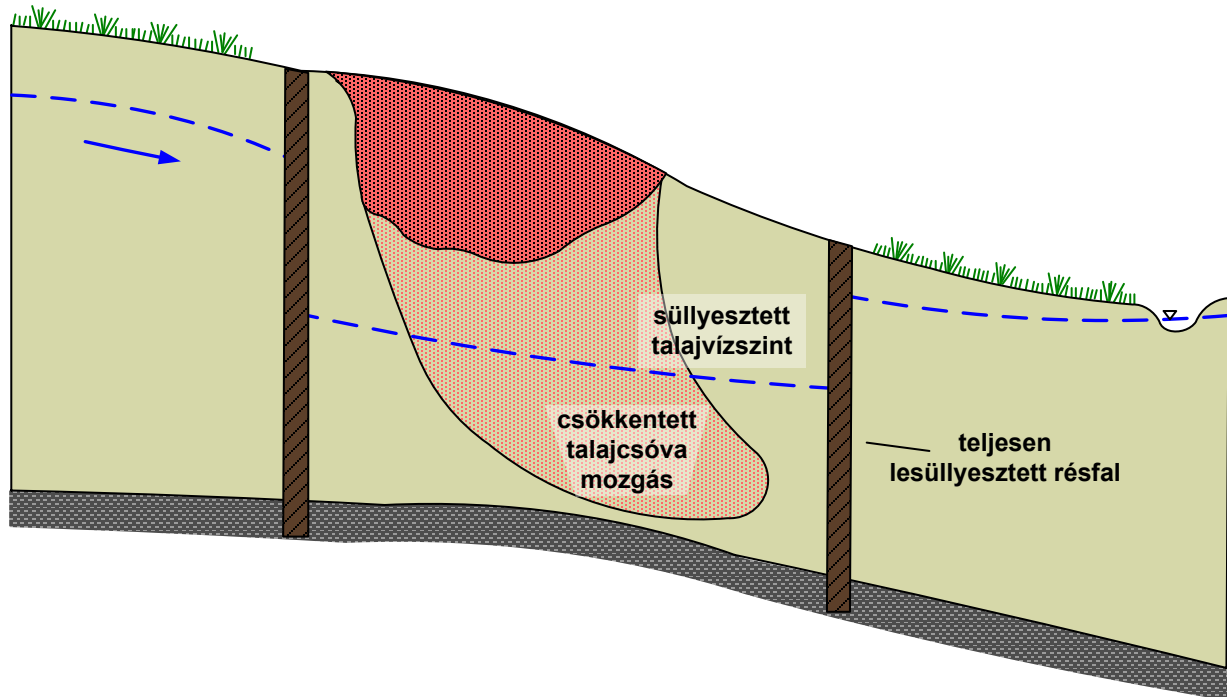
A szennyezett talajvíz izolációja szádfalak segítségével is megoldható. A szádfalak bentonit, víz és olaj keverékéből, vagy speciális esetekben agyagásványok és zeolitok felhasználásával készülnek és a szennyezés elszigetelésére alkalmasak. Ha megfelelő baktérium törzset tudnak telepíteni az ásványi hordozóra, az izoláció hatásfoka javítható. A szádfalazatot előzetesen kialakított mély árkokba helyezik el. A szigetelőanyag 30 m mélységig is alkalmazható (41. ábra).



39. ábra A talajvíz szennyezésének mérséklése kutak vagy felfogó árkok alkalmazásával



40. ábra A szennyezett talajvíz izolálása és eltávolítása a talajvízszint süllyesztésével és emelésével



41. ábra A szennyezett talajvíz izolálása szádfalakkal

#### 5.2.4. Szennyvizek elhelyezése a talajban

A talaj öntisztuló képessége, vagyis a talaj felszínén és mélyén lezajló mechanikai, fizikai, kémiai és biológiai degradációs folyamatok lehetőséget adnak a szennyvizek talajban történő elhelyezésére. A talaj pórusai megkötik a lebegőanyagokat, kolloidokat és mikroorganizmusokat, a talajkolloidok (agyag és humusz) adszorbeálják a vizet, a gázokat, az ionokat, az íz- és szaganyagokat. A talajmikrobák a szerves anyag aerob lebontását végzik, ezért jelentős a talaj oxigéntartalma. Az öntisztulási folyamat végtermékei különböző szervesetlen sók és a humusz. A talaj ásványi anyagai közvetlen vagy közvetett úton az élővilág ásványi anyag szükségletét is fedezik.

A csatornázatlan emberi településeken keletkező háztartási szennyvizet jelenleg is tisztítás nélkül helyezik el a talajban. Az öntisztulás lejátszódásához meghatározott talajrétegre és időre van szükség, ennek hiányában a talajvíz kórokozó mikroorganizmusokkal és elbomlatlan szerves anyagokkal szennyeződik. Mivel a talajvízben az öntisztulási folyamatok lassabbak, a talajvízzel áramolva a szennyezések nagy területen szétszórva az ivóvizet adó kutak vizébe is bekerülhetnek. A bakteriális fertőzés megakadályozása érdekében a talajvízszint legalább 1-1,5 méter mélyen kell hogy legyen a szikkasztó fenéksíkjától, az esetleg szivárgó mérgező anyagok hígítására pedig megfelelő vízszintes védőtávolságot kell biztosítani a szikkaszt és a vízadó kút között.

A szennyvizek talajban való elhelyezése nemcsak az élővizek tehermentesítése szempontjából kedvező, hanem az egyéb szennyvíztisztítási és elhelyezési eljárásoknál veszendőbe menő tápanyagok hasznosítása miatt is előnyös. A szennyvíz hordalékanyagai a talaj pórusait eltömik, ezért a szennyvizet előzetesen ülepitik. A biokémiai oxidációhoz szükséges

levegőztetést öntözés esetén úgy oldják meg, hogy a talajt időnként pihentetik. A szennyvizek elhelyezése alagsövezéssel, szikkasztó árokba vezetéssel vagy mezőöntözéssel (időszakos elárasztás, permetezés) is megvalósítható.

A hígtrágya jellegű mezőgazdasági szennyvizek talajban való elhelyezésével nemcsak a súlyos élővíz szennyezéseket lehetne elkerülni, hanem ökológiai szempontból is kedvező lenne. Korábban a mezőgazdasági üzemegységek (az apró tanyáktól a többezer holdas mintagazdaságokig) olyan ökoszisztémák voltak, amelyekben az állatállomány táplálékát az ugyanott megtermelt növényi állomány szolgáltatta, a növények által a talajból kivont tápanyagot pedig az állatok megfelelően kezelt (almazott) trágyájával pótolták. A növénytermesztési és állattenyésztési ágazat között kialakult anyagforgalom többletkihozatala kielégítette a kisebb lélekszám táplálkozási igényeit is. Később, a fokozódó igények kielégítésére a növénytermesztés (szénhidrátok előállítása egyre nagyobb mértékű műtrágyázás révén) és az állattenyésztés (fehérje- és zsírgyártás ipari módszerekkel) kettévált, és az ökológiai egyensúly megbomlott.

A hígtrágya öntözéses hasznosítása jelentős lépés az egyensúly visszaállítására, mivel a talajba visszajutnának a természetes trágyában megtalálható mikroorganizmusok, valamint azok a mikroelemek, amelyeket a nagyipari technológiával előállított műtrágyák nem tartalmaznak. Fontos hangsúlyozni, hogy az ipari szennyvizek öntözésre való használhatóságát a toxikus anyag tartalom és az összes oldott sókoncentráció határozza meg. Utóbbi azért fontos, mert a talaj sótartalmának növekedése szikesedéshez vezethet.

Az élelmiszeripari szennyvizeket a magas tápanyagtartalom jellemzi, mérgező anyag általában nem található bennük, ezért gyakran közvetlenül, esetenként előtisztítás után kiválóan használhatók öntözésre.

## **6. A TALAJTISZTÍTÁS MŰSZAKI MÓDSZEREI**

## 6.1.A szennyezett területek feltárásának alapelvei

A korábban ipari célokra használt területek és hulladéklerakók újrahasznosítása, továbbá a jelenleg ipari tevékenységre használt területek, repülőterek kármentesítése, valamint havária vagy baleset során bekövetkező talajszennyezések megszüntetése fizikai, kémiai és biológiai eljárásokon alapuló műszaki megoldásokat igényelnek.

Az olyan technikai, biológiai, agronómiai eljárások összességét, melyek alkalmazását követően a természeti, vagy az emberi tevékenység károsító hatására terméketlenné vált földterület ismét alkalmassá válik mezőgazdasági, vagy egyéb módon történő újrahasznosítására, újraművelésére, rekultivációnak nevezzük.

A különböző módon és mértékben károsodott területek rekultivációja alapvetően egy technikai és egy biológiai megújítás. A technikai szakasz műszaki és technológiai szempontból legfontosabb eleme a talajtisztítás vagy dekontamináció, más szóhasználatkal kármentesítés vagy hulladékmentesítés. Ezt követően kerül sor a gazdaságosan művelhető terület (vagy táblaméretet), az eróziómentes lejtőviszonyok, a terület használatához szükséges utak és a terület vízrendszerének kialakítására. Ha szükséges, gondoskodunk a humuszos termőréteg visszatérítéséről, a vízmosások és a szakadékok megkötéséről, a süllyedések és a horpadások megszüntetéséről. A területet a környező területekhez illesztjük és megakadályozzuk a ráfolyásokat. Rézsűépítést és partvédelmet is végzünk, vagy (pl. erőművi zagyterek esetében) kialakítjuk az iszapkazetták koronavédelmét, vagy megakadályozzuk a földes kopárok erózióját. Vagyis a kármentesítést követően olyan terepviszonyokat alakítunk ki, hogy a talajpusztulás lehetőségét minimalizáljuk a későbbiek során. A biológiai szakaszban olyan agronómiai műveletek sorát alkalmazzuk, melyek hatására a károsodott terület talajbiológiai, talajkémiai, vízgazdálkodási tulajdonságai fokozatosan javulnak, alkalmassá válnak a rendeltetészerű mezőgazdasági vagy egyéb hasznosításra.

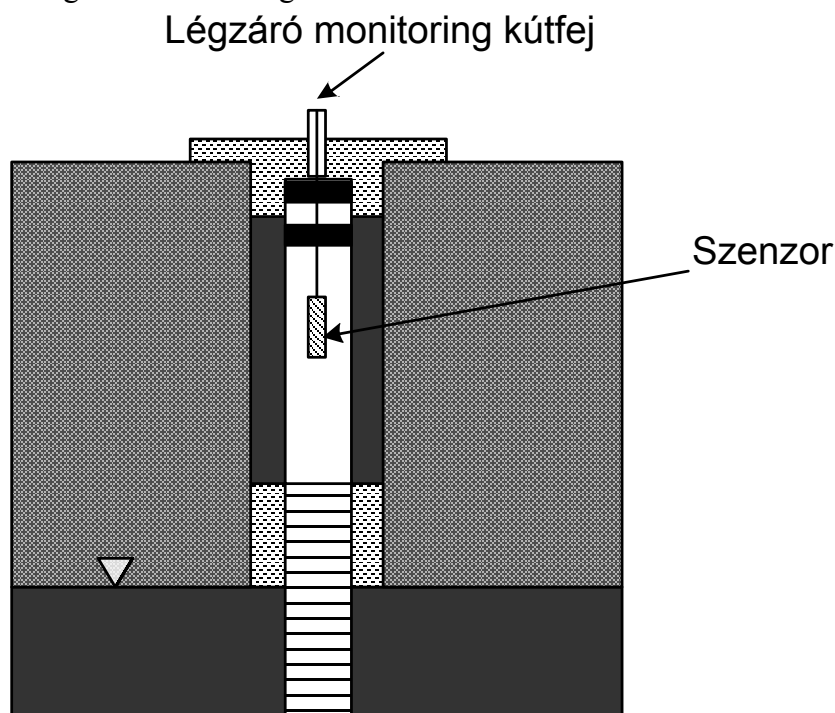
Ha a költségek nagysága miatt nincs mód a szennyezett terület kármentesítésére, az ökoszisztéma védelmében akkor is csökkenteni kell a kockázatot. Ilyenkor gyors és hatékony intézkedésekkel igyekszünk konzerválni az adott állapotot egy későbbi beavatkozás érdekében. Ezeket az intézkedéseket a szennyezés típusa, toxicitása, oldhatósága, mozgékonyasága, mennyisége és koncentrációja szabja meg, de figyelembe kell venni a vízbázisok és a potenciális vízbázisok veszélyeztetettségét, valamint a szennyezés felszíni befogadóhoz való esetleges közelségét is. Kevésbé sürgős a beavatkozás, ha a szennyezés nem veszélyeztet vízbázisokat, távol van a befogadótól, vagy ha mozgékonyasága kicsi. Egyszerűbb esetekben elég, ha kivonjuk a talajt a használatból, vagy módosítjuk a használatát. Ha a talaj és talajvíz viszonyok megengedik, a szennyezés izolálható, azaz teljesen elzárható a környezetétől. Ha viszonylag kis kiterjedésű szennyezésről van szó (pl. olajszennyezés), a szennyezett talajt kitermeljük és megfelelően kialakított lerakóhelyre szállítjuk (deponáció).

Mivel a talajtisztítás műszaki módszerei költség, idő és technológia igényes eljárások, a kivitelezésnek szigorú művelési protokollja van. Nincs két egyforma kármentesítendő terület, mivel a geológiai és a szennyezési viszonyok roppant változatosak. Ezért a műszaki beavatkozást körültekintő vizsgálatok és tanulmányok előzik meg. Ez azt a célt szolgálja, hogy gazdaságos és költség hatékony műszaki megoldást tudjunk kiválasztani.

Talajtisztítás előtt (1) tájékoztató vizsgálatokat végzünk, melynek során behatároljuk és azonosítjuk a szennyezett terület. (2) Az ipari hulladéklerakók esetében szükséges a terület

technikai dokumentálása is: régi dokumentumok, térképek alapján, időben egymást követő légi felvételek és térképek felhasználásával rekonstruálni lehet a szennyezés típusát, kiterjedését, esetleges mozgását. Ez a munka nem ritka esetben komoly levéltári munkát igényel. (3) Az előzőek segítségével többnyire egy óvatos kockázatelemzés elvégezhető és a további lépések előkészíthetők. (4) Ezt követően mintavételi tervet és vizsgálati stratégiát készítünk, mely geológiai, hidrogeológiai vizsgálatokat, a talajtípus(ok) meghatározását és a szennyezők azonosítását foglalja magába. A jelenlegi szabályozók kémiai és ökotoxikológiai vizsgálatokat is előírnak mind a talaj, mind a talajvíz állapotára nézve. A részletes állapotfelmérés kiterjed a terület geológiai és hidrogeológiai jellegzetességeire, a talaj geokémiai jellemzőire és teljes kémiai analizisére (szénhidrogének, klórozott vegyületek, PAH, nehézfémek), valamint a biológiai, és az ökotoxikológiai vizsgálatokra is. (5) Az állapotfelmérés adatai alapján történik a kockázatelemzés, a szennyezett terület kiterjedésének pontos, kémiai és biológiai adatok alapján történő meghatározása, a szennyező kibocsátás és terjedés becslése, az ökoszisztéma és az ember veszélyeztetettségének megállapítása, valamint a területhasználatok ismeretében az expozíciós utak és a kockázat felmérése. (6) Az előző lépések adatai alapján megállapítható a beavatkozás sürgőssége, több terület esetén pedig a terület tervezett újrahasznosítását is figyelembe véve fontossági sorrend állítható fel.

A technológia megfelelő megválasztása érdekében a kármentesítés előtt úgynevezett műszaki dokumentáció készül, amely egy kivitelezési tervnek felel meg. Elemei a következők: (1) a lehetőségek meghatározása és mérlegelése, megvalósíthatósági terv készítése; (2) labor és félüzemi kísérletek a technológiai paraméterek és a tervezési alapadatok kimérése érdekében (ez a lépés kihagyható, ha korábbi projektek alapadatai adaptálhatók az aktuális projektre); (3) a technológia megtervezése. (4) a technológia kivitelezés leírása; (5) a kármentesítést követő monitoring rendszerek (monitoring kutak) telepítésére és elhelyezésére készített terv. Egy tipikus monitoring kutat mutat meg a 42. ábra.



42. ábra Tipikus figyelő vagy mintavevő kút sematikus rajza.

**Tájékoztató vizsgálatok:**

a szennyezett terület azonosítása, behatárolása.

**A terület technikai dokumentálása:**

régi dokumentumok, térképek alapján, időben egymást követő légi felvételek és térképek alapján.

Előzetes kockázatfelmérés: a további lépések megalapozására

Mintavételi terv és vizsgálati stratégia elkészítése.

**Részleges felmérés:**

geológiai, hidrogeológiai vizsgálatok; talajvíz, talajtípus, a szennyezők azonosítása, stb.

**Részletes vizsgálat:**

több szakaszban, pl. 3 lépcsős felmérés esetén: screenelés, a problémát okozó vegyületek analízise, finomabb vizsgálatok, pl. tápláléklánc, stb.

**Részletes állapotfelmérés: ki kell terjednie a**

- a terület geológiai és hidrogeológiai jellegzetességeire,
- a talaj geokémiai jellemzőire,
- kémiai analízisre: szénhidrogének, klórozott vegyületek, poliaromás szénhidrogének, nehézfémek, stb. koncentrációjának meghatározására,
- biológiai, ill. ökotoxikológiai vizsgálatokra.

**Kockázatfelmérés az eredmények összefoglalása és értékelése alapján:**

- a szennyezett terület kiterjedésének meghatározása,
- a szennyezett terület szennyező-kibocsátásának, vagyis a szennyező terjedésének felmérése, - az ökoszisztéma és az ember veszélyeztetettségének megállapítása,
- a területhasználatok ismeretében az expozíciós utak és a kockázat felmérése.

Fontossági sorrend, a beavatkozás sürgősségének, több terület esetén a fontossági sorrend megállapítása a terület tervezett újrahazsnosításának figyelembe vételével.

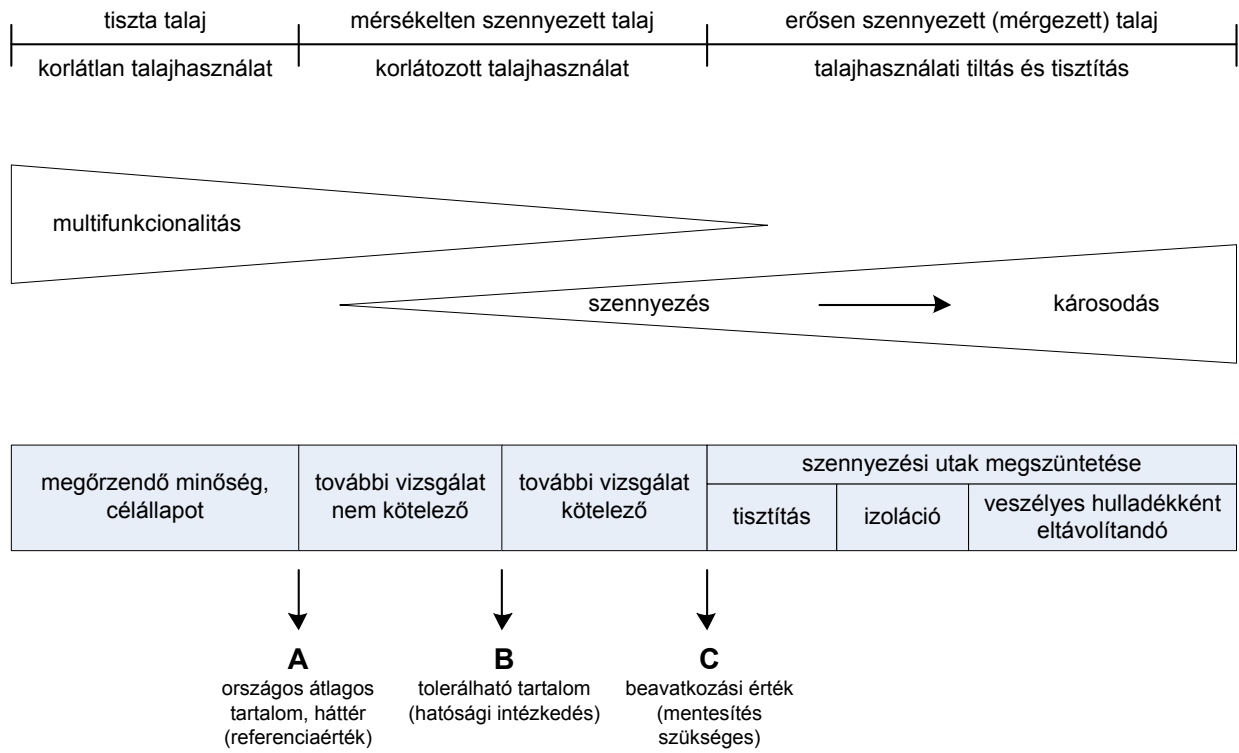
**A terület remediálása:**

- a lehetőségek meghatározása és mérlegelése, megvalósíthatósági terv
- laborkísérletek, félüzemi kísérletek a technológiai paraméterek és tervezési alapadatok kimérésére
- a technológia megtervezése.
- a technológia kivitelezése.
- a remediált terület újrahazsnosítása, ellenőrzése, monitoring.

**29. táblázat A talaj remediálása előtt elvégzendő feladatok, sorrendben**

Az áttekinthetőség érdekében a 43. ábra összefoglalja a szennyezett talajokkal kapcsolatos teendőket.





43. ábra A szennyezett talajokkal kapcsolatos teendők a hatályos környezetvédelmi előírások szerint.

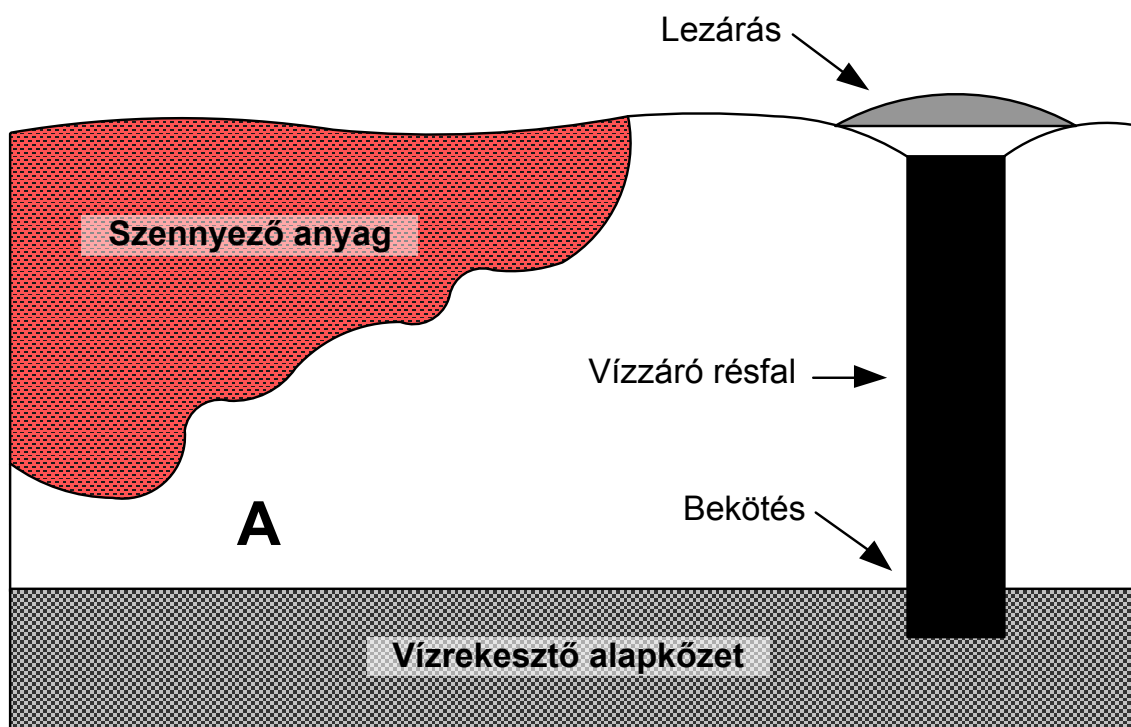
## 6.2. A kárelhárítás módszerei a beavatkozás célja szerint

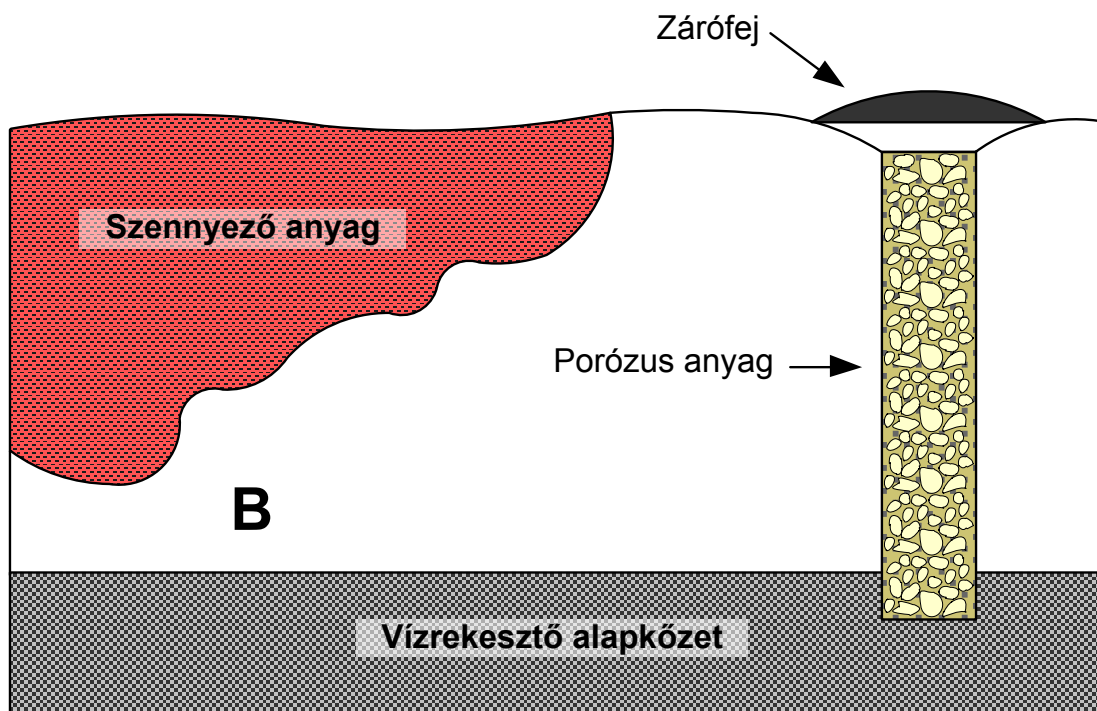
A szennyezés típusától, kiterjedésétől és a befogadóhoz való távolságától függően a károk elhárítását célzó módszerek a beavatkozás célja szerint három csoportra oszthatók.

(1) A szennyezőanyagok továbbterjedésének megakadályozása (lokalizációja) a szennyezés tulajdonságaitól függően felszíni takarással, vagy a szennyeződés alatti szigeteléssel oldható meg. A lehetséges megoldásokat mutatja meg a 44. ábra. Ha a résfal beépíthető a vízrekesztő alapkőzetbe, a talajvíz viszonyok és a vízmozgás függvényében két megoldás alkalmazható. Alacsony talajvízszint és nem mobilis szennyezés esetében vízzáró résfalat alakítunk ki. Ha a szennyezőanyag rosszul oldódik ugyan, de elmozdulhat a talajvíz mozgási irányába, célszerű egy adszorbenssel töltött résfalat kialakítani. Ezzel elérjük, hogy a porózus rétegen átmegy ugyan a víz, de a szennyeződés megkötődik és lokalizálható. Speciális megoldásként alkalmazható a szennyezés és a szennyezett talajvíz izolálása a talajvíz süllyesztésével is. Ezzel a talajvíz csóva mozgását korlátozzuk a szennyezés köré épített teljesen süllyesztett résfalak segítségével. Ilyen megoldások alkalmazhatók ipari területeken lévő olajszennyezések lokalizálására akkor, ha a felszíni vizek potenciális elszennyeződését kívánjuk megakadályozni (pl. tartály lyukadásokból bekövetkező olajszennyezések, lásd a 39. ábra).

(2) A részleges mentesítés kis kiterjedésű, vagy pontszerű szennyezések megszüntetésére alkalmas. Ilyenek például az olajlencsék, vagy a katonai létesítmények vegyi szennyeződései. A kitermelést követően a kis koncentrációban visszamaradó szennyezés több kevesebb idő múlva a talaj kémiai és mikrobiológiai környezetében lebomlik vagy felhígul.

(3) A terület teljes kármentesítése azt jelenti, hogy a kármentesítési technológia eredményeként a szennyezők koncentrációja a megengedett koncentráció alá csökken.





44. ábra Alacsony mobilitású szennyezés lehatárolása fallal, vagy porózus közeg hordozón kialakított adszorberrel, vagy a hordozóra telepített mikroorganizmusok segítségével

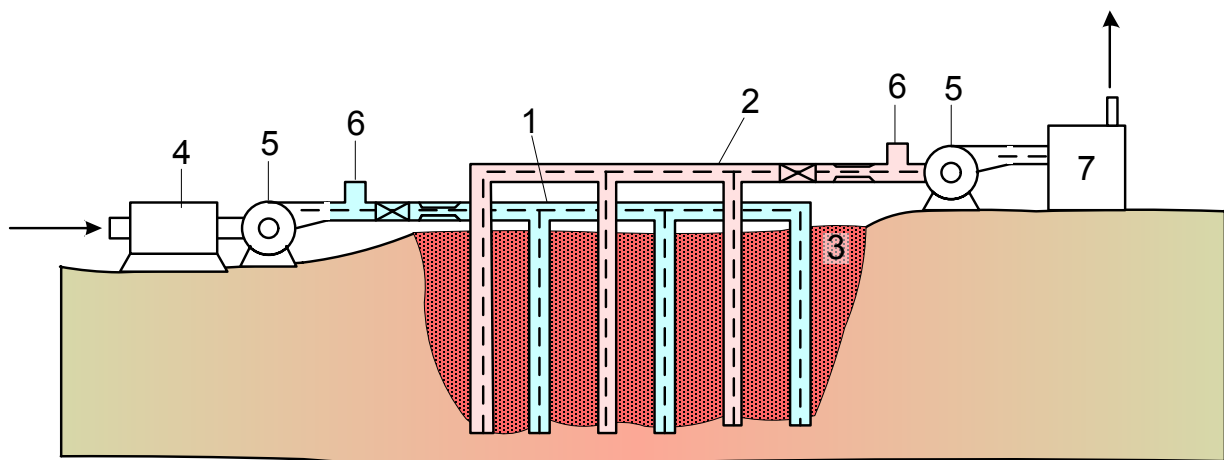
Attól függően, hogy a talajtisztítás a talaj kitermelése nélkül (in situ), vagy a szennyezett talaj kitermelése után (ex situ) történik, különböző technológiákat választhatunk. A kitermelt talaj a technológiai paramétereket és a gazdaságosság szempontjait figyelembe véve a kitermelés helyére telepített technológiával (on site), vagy egy távolabbi helyre szállítva (off site) is megvalósítható. Azt, hogy mikor melyik módszert és technológiát alkalmazzuk, a kármentesítéshez rendelkezésre álló idő és pénz határozza meg egy költség-haszon elemzés alapján. Ennek során figyelembe vesszük (1) a szennyező terjedésével összefüggő ökológiai kockázatokat, (2) a terület hidrogeológiai adottságait, a vízbázisok védelmét, (3) a szennyezett talaj mennyiségét, (4) a talaj inhomogenitását és kötöttségét, (5) a terület majdani használatát és az ezzel összefüggő célértékeket, (6) a rendelkezésre álló időt, valamint (7) a költségeket és a majdani használatból adódó hasznot.

## 6.3. A talajtisztítás során alkalmazott technológiák alapelv szerint csoportosítása

### 6.3.1. A pneumatikus eljárások

A pneumatikus eljárásokat már viszonylag régóta alkalmazzák a könnyen illó szerves anyagokkal szennyezett talajok megtisztítására. A vákuumkutakkal létrehozott kis nyomással a helyszínen elszívják az illékony anyagokban gazdag talajlevegőt, majd a felszínen aktívszén szűrőkön adszorbeáltatják a szennyezést. A szűrőket telítés után a technológiai és a szállítási költségektől függően vagy elégetik, vagy regenerálják. Megjegyzendő, hogy a regenerálás speciális technológiát igényel, elégetésük pedig a véggázok tisztítási költségei miatt megfontolandó. Az eljárás hatásfoka nagymértékben függ a talajviszonyoktól. Természetesen, ritka az olyan eset, amikor csak a talajlevegő kerül a felszínre. Általában a depressziós kutakba talajvíz is kerül, így a talajlevegőt és a talajvizet együtt termeljük ki. Számolni kell a vizes fázisba jutó talajszemcsék/kolloidok jelenlétével is. Ilyenkor az adszorpciós műveletet egy szűréssel, ülepítéssel, levegőztetéssel vagy folyadék/gázseparáló műveleti elemmel kell kiegészíteni. A visszamaradó iszapot és a vizet célszerű analizálni, mielőtt visszavezetjük a talajba.

A 45. ábra az illékony szennyezők levegőztetéssel való eltávolításának elvét mutatja be.



45. ábra Illékony szénhidrogének eltávolítása talajból, átvegőztetéssel

(1) injektáló csőhálózat, (2) elszívó csőhálózat, (3) szennyezett talaj, (4) levegő (esetenként gőz) hevítő, (5) ventilátor, (6) mintavétel és szabályozás, (7) adszorbens vagy katalitikus oxidálás, sztrippelés, stb.

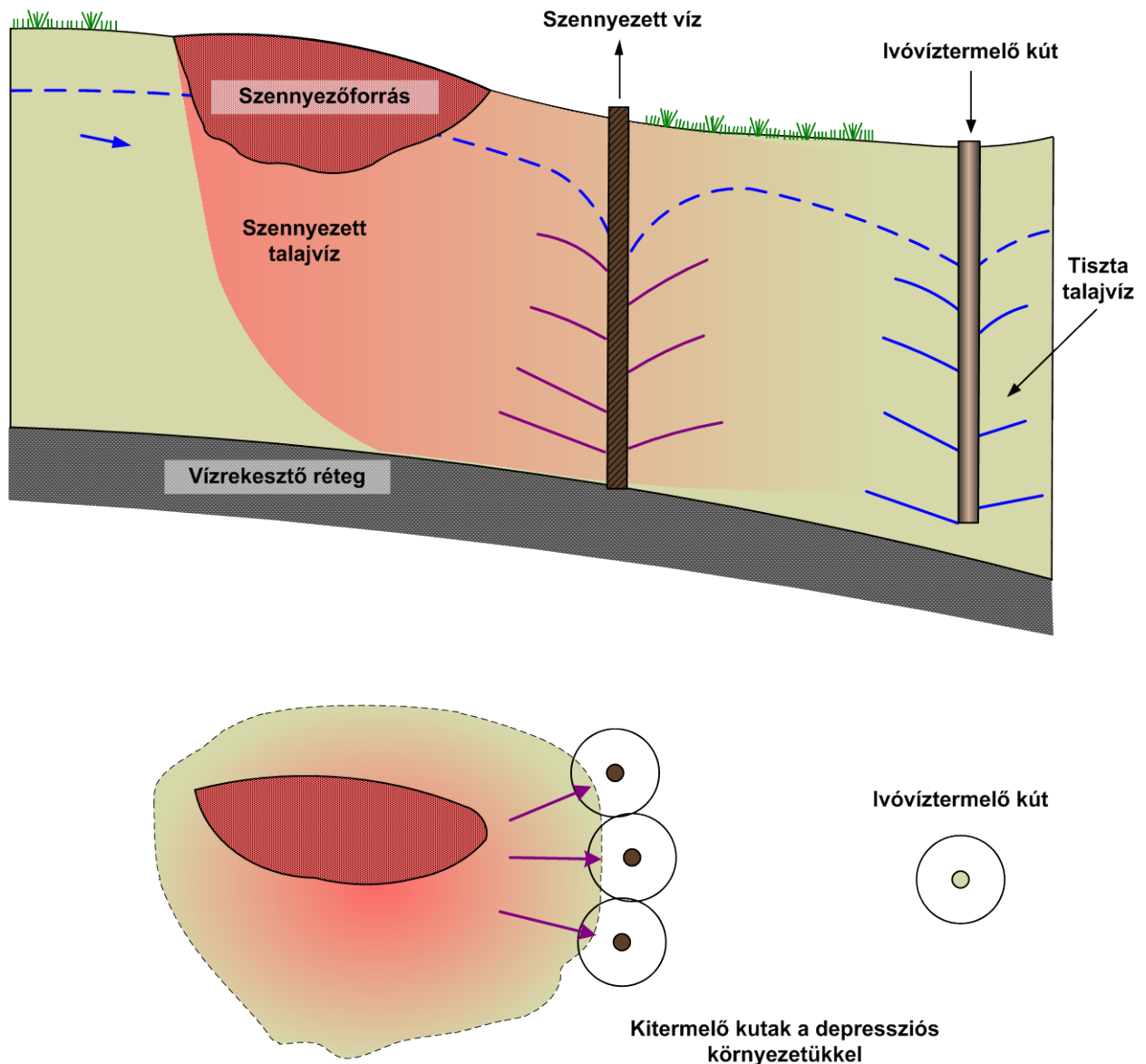
### 6.3.2. Talajmosás (extrakció)

Talajmosást akkor célszerű alkalmazni, ha a talajvíz már eleve szennyezett. Ebben az esetben a talaj megtisztítását a talajvíz kiszivattyúzásával és felszínen történő kezelésével kombináljuk. Ha a talajvizet korábban már izoláltuk, vagy a talajvíz kinyerésére létesített kútban olyan mértékű depressziót biztosítunk, amely megakadályozza a talajvíz más irányba való áramlását, szintén ez a technológia javasolható. Az eljárás elve az, hogy a szennyező anyagokat vízzel és/vagy egyéb kioldódást segítő adalékokkal bemossuk a talajvízbe, melyet kiszivattyúzva a felszínen kezelünk. Ezzel az eljárással olajszenyezések, vízben kevésbé oldódó szennyezők, szerves ionos vegyületek és fémek is eltávolíthatók a talajból. A mosófolyadékot és az adalékokat (felületaktív anyagok, szerves vagy ásványi savak, komplexképzők) úgy választjuk meg, hogy az eltávolítandó szennyezés vízoldhatóságát növeljük, továbbá lehetőség szerint kíméljük a tisztítandó talaj szerkezetét. Megjegyzendő, hogy a kismolekulájú szerves savak alkalmazása kevésbé károsítja a talajt.

A kitermelt talajvízből az ionos szennyezők ioncserével, vagy pelyhesítéssel (csapadékképződésen alapuló kémiai reakciók) eltávolíthatók. A szerves szennyeződések megszüntetésére alkalmas technológiát a szennyező fizikai kémiai tulajdonságai alapján kell kiválasztani, amely nem ritkán több műveleti elemből álló tisztítási eljárást jelent. Fontos hangsúlyozni, hogy a talajmosás az esetek többségében szikesedést és tápanyag-kimosódást eredményez, ezért a tisztítást követően a tápanyagok pótlásáról és esetlegesen a mikroflóra helyreállításáról is gondoskodni kell.

Az eljárás alkalmazható abban az esetben is, ha ivóvíz bázisokat kell megvédeni az elszennyeződéstől, pl. nitrátoktól vagy kőolaj származékoktól. A technológia elvét a 46. ábra mutatja meg.

Az ábra szerint a szennyezés a talajvíz mozgási irányába elmozdulva veszélyezteti az ivóvizet biztosító kutakat. Ha depressziós kutakkal vesszük körül a szennyezés helyét, és kitermeljük és tisztítjuk a talajvizet, az ivóvízbázis megvédhető. A kitermelt víz tisztítás után visszajuttatható a talajba. A technológia lehetőséget ad arra is, hogy a szennyezés egy idő után a visszajuttatott, majd ismét kitermelt talajvízzel kimosódjon.



46. ábra Védőkutas talajvíz kitermelés

### 6.3.3. Termikus eljárások

A termikus eljárások a talajban, talajvízben és talaj levegőben jelenlévő káros anyagok elbontására egyaránt alkalmasak. A módszer elve az, hogy a szennyezőket magas hőmérsékleten, többnyire katalizátor jelenlétében oxidálják, illetve gázfázisba viszik át, majd ezt követően termikus utókezeléssel szétrombolják. A termikus módszereket általában nehezen lebomló, toxikus szerves anyagok megsemmisítésére fejlesztették ki. Az eljárás azonban speciális esetekben fémekkel és szerves anyagokkal egyaránt szennyezett talajok kezelésére, vagy ipari hulladékok ártalmatlanítására is alkalmas.

Az alábbiakban néhány gyakorlatban alkalmazott, termikus elven működő technológiát mutatunk be, függetlenül attól, hogy a szennyező talajt, a talajvizet vagy a talajlevegőt szennyezi.

## **Dehalogénezés**

A poliklórozott aromás vegyületek (PCB) dehalogénezésére segédanyagként alkáli-polietilén-glikolátot alkalmaznak szakaszos reaktorban. Leggyakrabban kálium-polietilén-glikolátot (KPEG) kevernek a szennyezett talajhoz, magas hőmérsékletű (kb. 7-800 °C) reaktorban. A termikus reakció során a szennyezők (PCB, peszticidek) halogén atomja polietilén-glikolra cserélődik ki, a toxicitás lecsökken. Segédanyagként  $\text{Na}_2(\text{CO}_3)_2$  is alkalmazható. A reaktor hőmérséklet ilyenkor alacsonyabb (kb. 300 °C), a keletkező illékony bomlásgázokat kezelik, vagy további hasznosításra elnyeletik, esetleg elégetik és a keletkező hőt hasznosítják.

## **Alacsony hőfokú deszorpció**

A tisztítandó talajból 100-300 °C-on elpárologtatják a vizet és az illékony szerves szennyezőket. Az elszívott gőzöket vivőgáz vagy vákuum továbbítja egy gáz kezelő rendszerbe. A szerves szennyezők leválasztására ciklonokat, aktív szenes, vagy más töltetű adszorbereket, szűrőket alkalmaznak, esetleg elégetik, vagy biológiai úton lebontják.

## **Magas hőfokú deszorpció**

A talajrészecskékhez erősen kötődő szennyezők eltávolítása nagyobb energia befektetést, magasabb technológiai hőmérsékletet igényel. A művelet során 300-540 °C-on elpárologtatják a vizet és a magasabb hőfokon illó szerves szennyezőket. Az elszívott gőzök vivőgáz vagy a vákuum segítségével jutnak a kezelő rendszerbe. A gázok kezelése ezt követően megegyezik az alacsony hőmérsékletű deszorpciónál alkalmazott műveleti elemekkel.

## **Égetés**

A nehezen lebomló, toxikus szerves anyagokkal magas koncentrációban szennyezett talajok tisztítását kiégetéssel lehet elvégezni. 870-1200 °C-on a szerves alkotók  $\text{O}_2$  jelenlétében kiégnek. A füstgázokat tisztítani kell. Ha kezelést követően a visszamaradt „talajt” a kitermelés helyén akarjuk elhelyezni, a humuszanyagok és a tápanyagok pótlásáról gondoskodni kell, a talajbiológiai egyensúly mielőbbi helyreállítása érdekében.

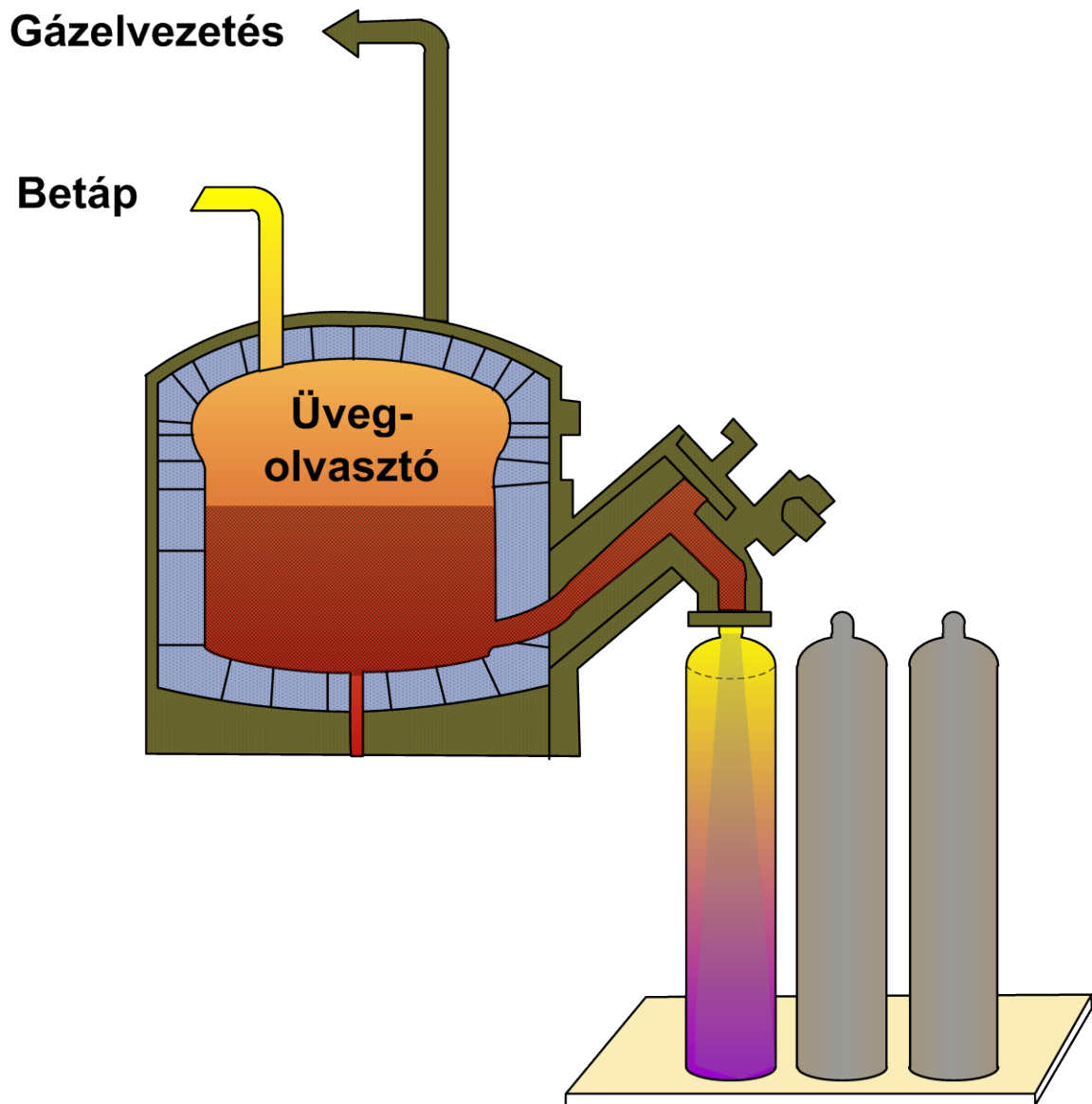
## **Pirolízis**

Ha a szerves szennyezők hőmérséklet hatására hasznosítható gázokat eredményeznek, vagyis magas hőfokon,  $\text{O}_2$  kizárásával krakkolódnak, akkor az úgynevezett pirolízis technológiát célszerű alkalmazni.

## **Vitrifikáció**

Ha a szennyezett talaj agyagos, fémekkel és szerves anyagokkal erősen szennyezett talajok kezelésére is lehetőség van. Az agyagos talajok adszorpcióval, ioncserével és interkalációval kötik meg a szennyezéseket. Szilícium-oxid tartalmuk következtében jól üvegesednek, ezáltal a toxikus vagy mobilis szennyezéseket stabilizálják. Az eljárás első lépésében a szennyezett talajt fajsúly és szemcseméret alapján frakcionálják. Erre azért van szükség, mert a szennyezők nagy része a finom frakcióban (< 63  $\mu\text{m}$ ) koncentrálnak, míg a nagyobb szemcseméretű frakciókban a szennyezőanyag koncentrációja nem jelentős. Ezt követően a talajt magas hőmérsékleten megolvasztják, melynek során üvegszerű amorf vagy kristályos szilárd anyag keletkezik. A vitrifikáció akkor eredményes, ha a szerves szennyezők a magas

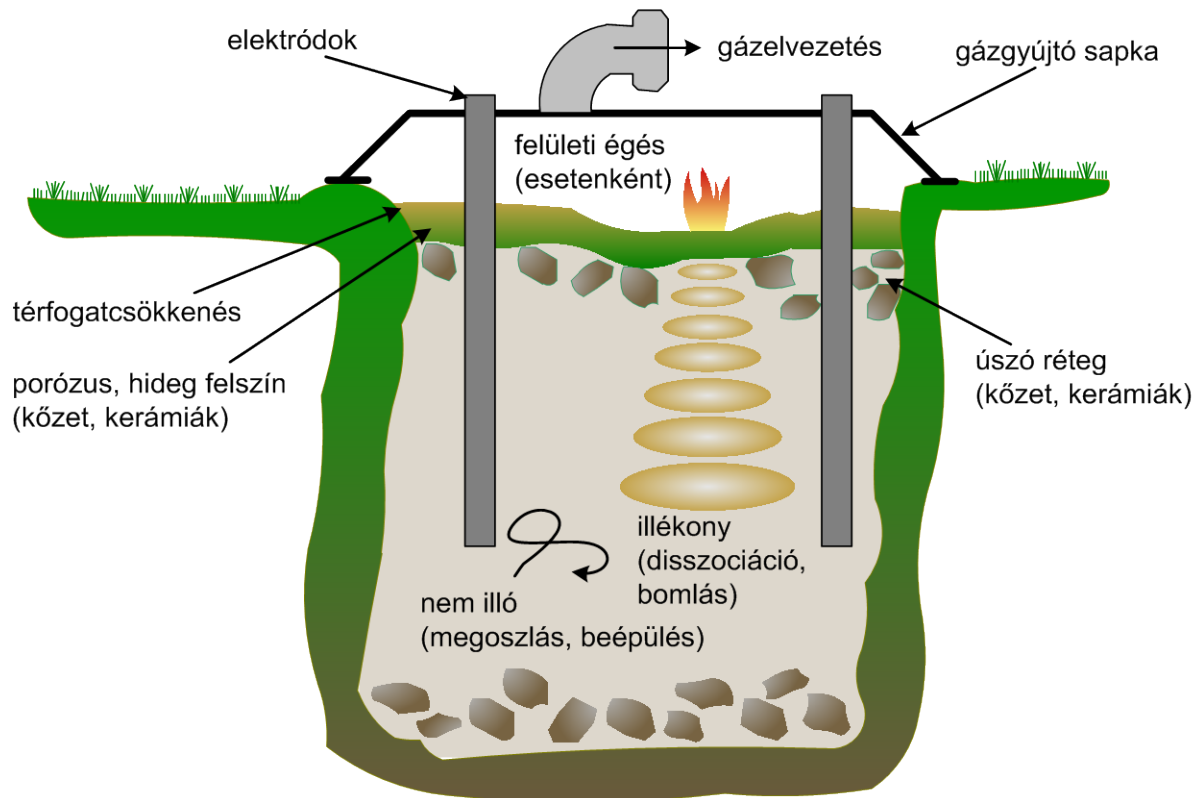
hőfokon deszorbeálódnak, és/vagy elégnak, a toxikus fémek pedig teljesen immobilissá válnak. Megfelelő előkezeléssel és adalékanyagokkal értékes építőanyag (kerámia, díszkavics, stb.) állítható elő. Minden esetben vizsgálandó azonban a késztermékből esetlegesen kioldódó toxikus fémek és egyéb vegyületek mennyisége. A mobilis (oldható) fémeket utókioldással kell eltávolítani. Egy tipikus vitrifikáló berendezést mutat a 47. ábra.



47. ábra Talajok kezelése vitrifikációval

A magas hőmérséklet elektromos árammal is biztosítható. Ilyenkor elektródákat helyeznek a talajba és elektromos áram segítségével megolvasztják a talaj szilikátjait. A szennyező anyagok az üvegszerű tömbben immobilizálódnak. Pontszerű szennyezésként jelen lévő toxikus fémek immobilizálására alkalmazható in situ megoldásként, de a talaj kitermelésével ex situ módon is használható. A 48. ábra az eljárás elvi elrendezését mutatja.





48. ábra Vitrifikáció elektromos áram segítségével.

### **Katalitikus oxidáció (halogénezett és nem halogénezett vegyületek esetén)**

Az illékony szerves vegyületeket tartalmazó gázelegyet alacsony hőfokon (450°C) levegőáramban, vagy nem halogénezett vegyületekre tervezett katalizátoron égetik el. A keletkezett hőt hasznosítják. Amennyiben a gázelegy halogénezett szerves szennyezőket is tartalmaz, célfeladatra kifejlesztett katalizátoron történik az oxidáció. A keletkezett hőt hasznosítják.

### **Termikus oxidáció**

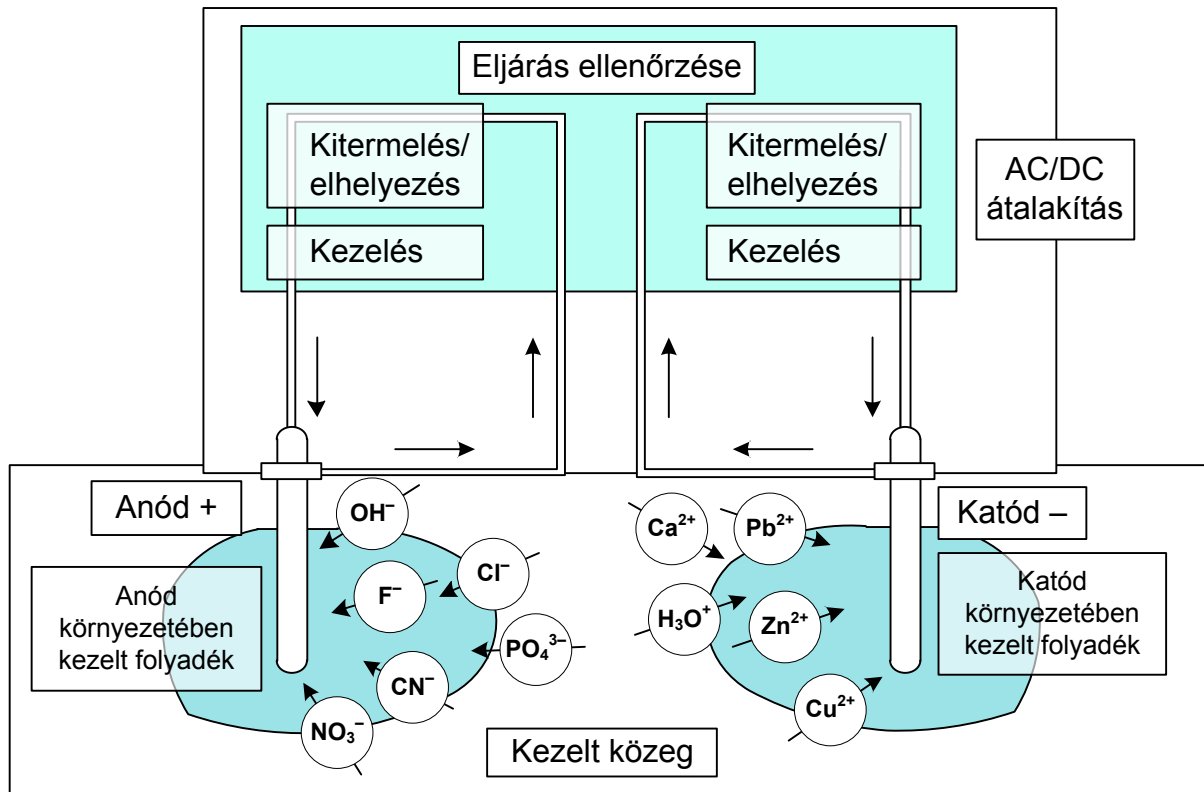
A gáz vagy gőzfázisban lévő, nagy aktiválási energiát igénylő szerves szennyezők lebontása magas hőmérsékletű (1000°C) égetőkamrában, ártalmatlan végtermékek keletkezése közben történik, katalizátor alkalmazásával. Ha a füstgáz ártalmatlan vegyületeket tartalmaz, véggáz kezelés, tisztítás (pl. gázsűrítés, adszorpció) szükséges.

### **6.3.4. Egyéb katalitikus elven működő kémiai eljárások (elektrokémiai és UV oxidációs eljárások)**

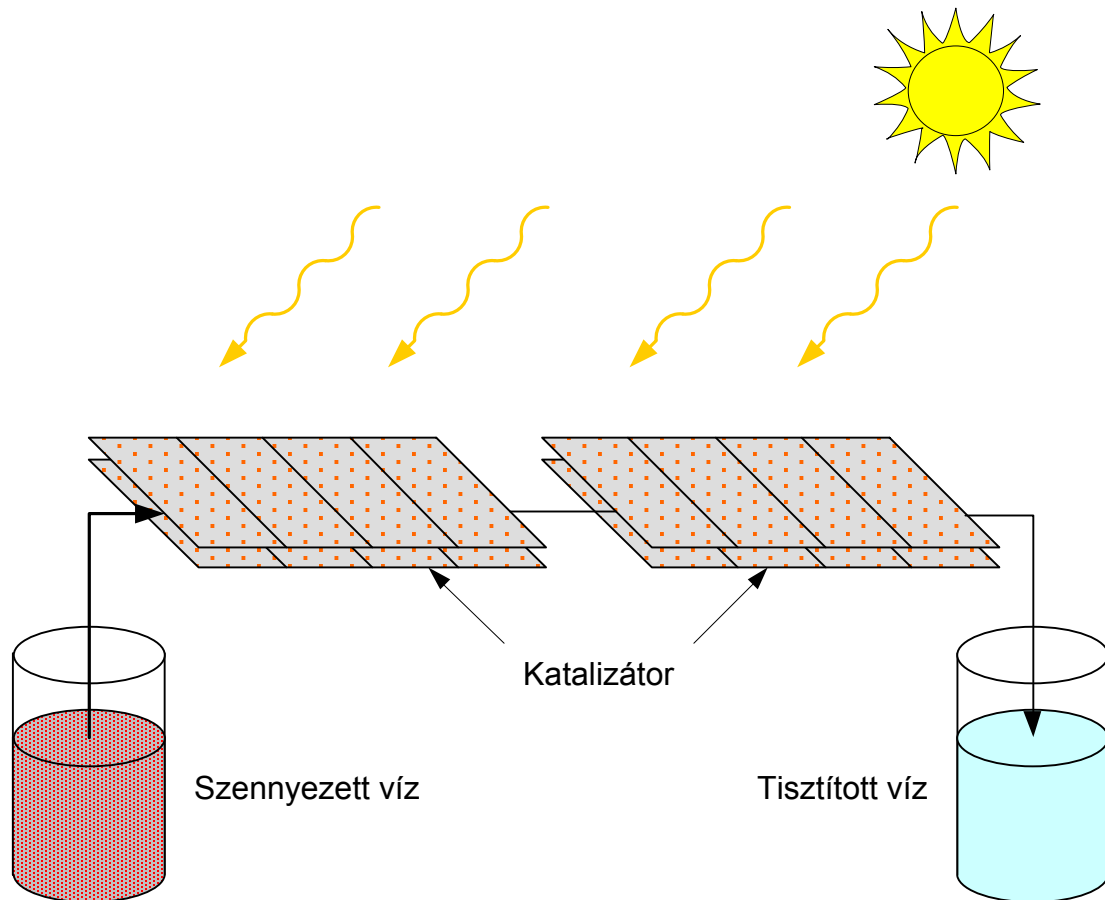
Az elektrokémiai eljárások alkalmazása esetén a talajba vezetett elektródok állandó elektromos erőteret hoznak létre. A nehézfém- és a töltéssel rendelkező szerves ionok elektroozmózissal, elektrolízissel és elektroforézissel eltávolíthatók. Mivel az eljárás költségigénye magas, továbbá a szennyezők leválási potenciálját a víz bontási feszültsége alá kell vinni, az elektródák speciális katalizátor bevonatokkal vannak ellátva az energiaigény csökkentése és az optimális leválási feszültség biztosítása érdekében. A 49. ábra az elektrokémiai úton történő dekontamináció elvi elrendezését mutatja. A művelet mind in situ, mind ex situ körülmények között alkalmazható, továbbá elektród bevonattól függően alacsony koncentrációban jelen lévő, vizeket szennyező szerves vegyületek (pl. fenolok) elektrokémiai lebontására is alkalmas. Ez utóbbi eljárás külön előnye az, hogy nagymennyiségű víz mozgatása (szivattyúzása) elkerülhető, mely jelentős költségkímélő tényező.

### **UV oxidáció**

A szennyezett talajvízben és a mosófolyadékokban található szerves szennyezők ultraibolya sugárzás, ózon, és/vagy hidrogén-peroxid alkalmazásával lebonthatók vékony rétegben szétterítve, vagy tartályban áramoltatva. A reakciótartályban keletkező gázokat szükség szerint kezelik (pl. ózonnal). A művelet speciális iridium vagy ruténium tartalmú komplex vegyület vagy vegyesoxid tartalmú katalizátoron történik, mely lehetővé teszi a szerves szennyezők UV fény hatására történő maradéktalan oxidációját. A módszer szélsőséges körülmények között (pl. világűr, sivatagi körülmények) is működő képes, mivel minimális energiát és infrastruktúrát igényel. Az 50. ábra a módszer elvét mutatja be.



49. ábra Talajok ex situ vagy in situ kezelése fémek és szerves ionok eltávolítására talajból, talajvízből vagy ivóvízből.



50. ábra Szerves szennyezők lebontása UV fény segítségével

### **6.3.5. Biológiai eljárások**

Ha a talajt szennyező anyagok mikroorganizmusok vagy speciális növényzet telepítésének segítségével lebonthatók, továbbá elég idő áll rendelkezésre, a költséghatékonyság miatt a biológiai dekontaminációs eljárásokat célszerű használni. A művelet során a lebontási folyamat hatékonyságának növelése érdekében a mikroorganizmusok optimális életfeltételeit (tápanyagellátás, levegőztetés, hőmérséklet, víztartalom) biztosítani kell. A biológiai eljárások in situ és ex situ körülmények között on site és off site módon is alkalmazhatók. Nem ritkán a kémiai és a biológiai eljárásokat kombinálják, ilyenkor a biotechnológiai művelet ellenőrzött paraméterekkel működő bioreaktorokban, acél vagy beton tartályban történik. A gyakorlatban is elterjedt néhány biodegradációs eljárást ismertetünk a továbbiakban.

#### **Biodegradáció bioreaktorokban**

Az ipari és a kommunális szennyvizek tisztítási eljárásai talajtisztítási célokra adaptálhatók. Az eljárás során a talajvizet vagy mosófolyadékot rögzített vagy szuszpendált formában jelenlévő mikroorganizmusokkal kezelik a csepegtetőtestes, illetve eleveniszapos szennyvíztisztításhoz hasonlóan. A szuszpendált rendszerekben a szennyezett folyadékot levegőztetett tartályban (reaktorban) cirkuláltatják, ahol a mikroorganizmusok aerob úton bontják le a szerves szennyezőket. Egyes vízben oldott szennyezők esetében anaerob biodegradáció jelentheti a megoldást. Ilyenkor a reaktor a levegő kizárását biztosítja. A rögzített rendszerekben, mint például a rotációs biológiai kontraktorban és a csepegtető szűrőkön, a mikroorganizmusok egy inert rögzített mátrixhoz kötötten aerob úton bontják le a mosófolyadék szerves szennyezőit.

#### **Bioszűrők alkalmazása**

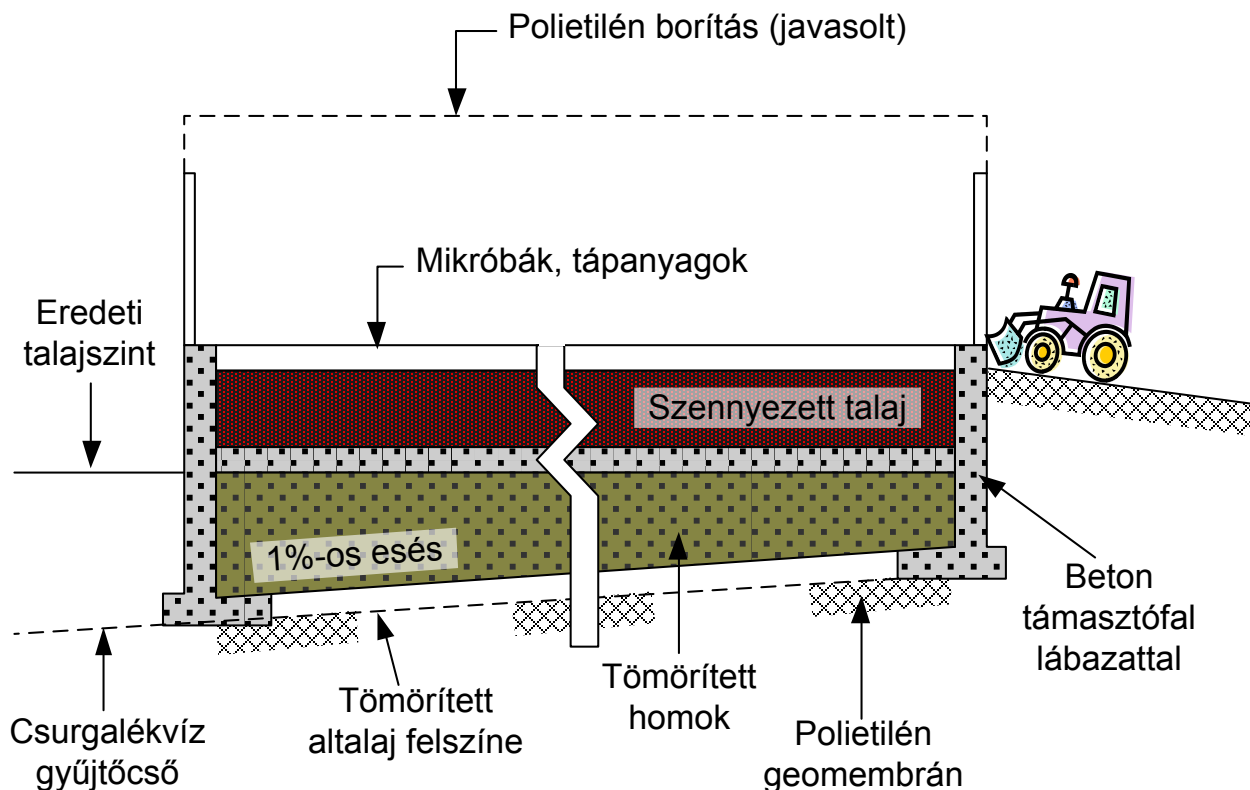
A gőz vagy gáz fázisú szerves szennyezőket olyan tölteten vagy ágyazaton szivattyúzzák át, melyen a szennyezők lebontására képes mikroflóra megtelepedését biztosítják (talajágy, csepegtetőtest, filccel, gyapjúval, faháncsal, stb. töltött oszlopok). A nagy felületű adszorbensen adszorbeálódnak a szennyezők, a kialakult biofilmen élő mikroorganizmusok pedig elvégzik a lebontást. Vegyület specifikus baktériumtörzsek is juttathatók a szűrőre, ahol optimális körülmények mellett biztosítható a degradáció. Adalékok alkalmazása és a levegőztetés meggyorsíthatja a műveletet.

#### **Bioventiláció, bioremediáció**

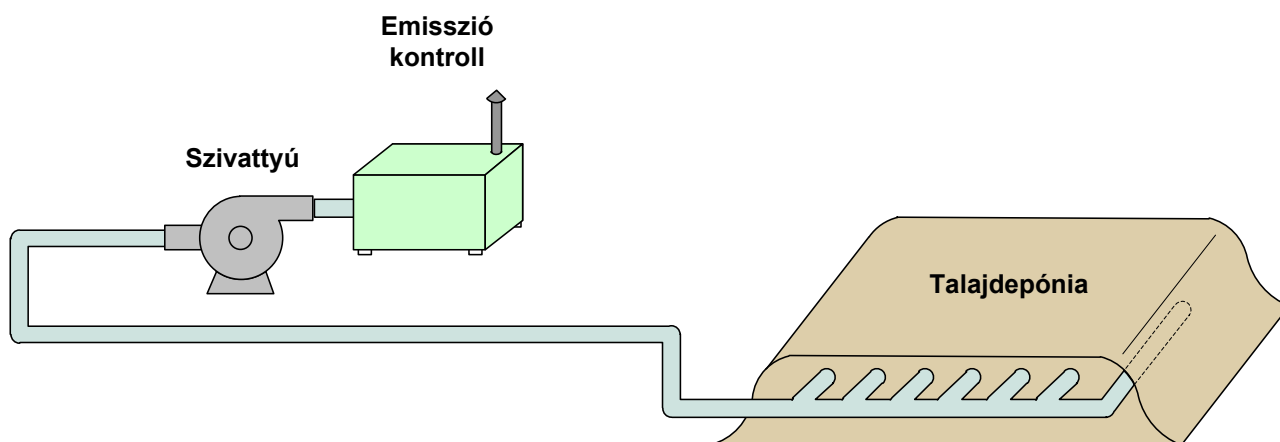
Ha a biodegradációhoz szükséges oxigénellátást a talajlevegő gyakori cseréjével oldjuk meg, talajszellőztetésről beszélünk. Az in situ biológiai módszerek közül a talajszellőztetéssel kombinált bioremediációt olyan esetekben célszerű alkalmazni, amikor a szennyeződés még nem érte el a talajvíz szintjét, tehát a szennyező anyag a talaj telítetlen zónájában található. Ilyenkor a talaj szellőztetése a szennyezőanyagok bontását végző mikroorganizmusok számára biztosítja a megfelelő oxigénmennyiséget. A talaj elpárolgó nedvességtartalmának pótlásáról gondoskodni kell. Ha a szennyező egyoldalú tápanyagforrást jelent (pl. olajos szennyezők csak szenet szolgáltatnak), akkor tápanyagpótlás, vagyis megfelelő mennyiségű nitrogén és foszfor adagolása szükséges. A talajszellőztetéssel kombinált biodegradáció a legkíméletesebb talajtisztítási módszer, nem károsítja a talaj szerkezetét, nem okoz bemosódást a talaj mélyebb rétegeibe, vagy a talajvízbe. Költségét tekintve is a legelőnyösebb megoldás.

A mikroflóra degradációs képességének stimulálása elsősorban telítetlen talajzóna esetében, vagy a talajvíz megtisztítását követő talajtisztítás során ajánlatos. A talaj ventilátoros átszellőztetések a talaj hézagterfogatában akkora oxigén koncentrációt kell biztosítani, amely elegendő ahhoz, hogy az oxigén diffúzióval a biofilmbe jusson. A kiszívott talajgázt a felszínen összegyűjtik és kezelik.

Az eljárás akkor is alkalmazható, ha a szennyezett talajt off site, alkalmasan kialakított depóniában kell kezelni. Vannak esetek, amikor a biodegradáció gáz fázisú bomlástermékeit (pl. szénhidrogének vagy kénhidrogén) célszerű eltávolítani és külön kezelni. Az 51. ábra egy megfelelően kialakított depónia elvi elrendezését, az 52. ábra a dréncszövetett depónia sematikus vázlatát mutatja.



51. ábra Depónia kialakítása off site biodegradációs célokra.



52. ábra Dréncszövetett depónia sematikus ábrája. (Az elszívott talajlevegő külön kezelést igényel.)

## A természetes biodegradáció intenzifikálása

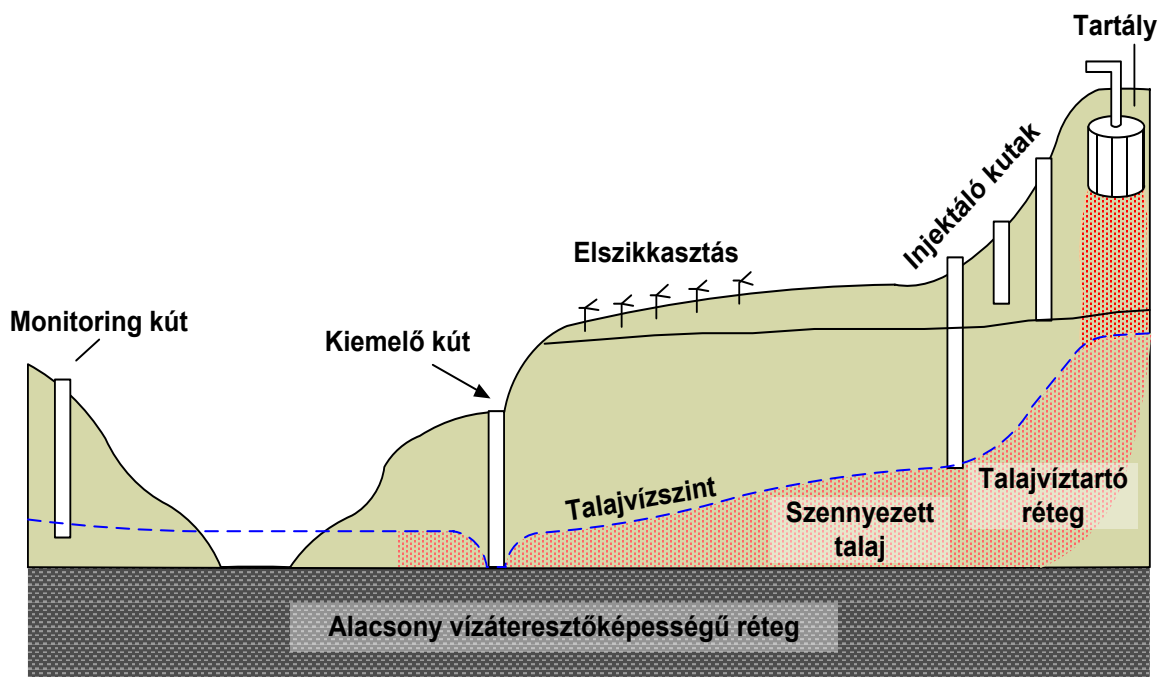
A természetesen jelenlévő mikroflóra működésének optimalására, aktivitásának növelésére vízben oldott adalékokat, tápanyagokat és oxigént juttatunk a talajba. Az adalékok a biodegradációt segítő tápanyag-kiegészítők, felületaktív anyagok (tenzidok, kelátképzők), melyek a mikroorganizmusok számára a szennyezők biológiai hozzáférhetőségét segítik.

Mikroorganizmusokat tartalmazó talajoltóanyagot akkor alkalmazunk, ha a talaj saját mikroflórája sérült, mérgezett, vagy nem képes a szennyezőanyag lebontására. Az oxigén ellátást vízzoldható, vagy retard peroxo-vegyületek, illetve vízben oldott levegő/oxigén, biztosítja víz recirkuláltatásával, vagy közvetlenül a talajvízbe való injektálásával.

## Talajvíz ex situ tisztításával összekötött bioremediáció

A folyamat során az in situ talaj-bioremediációt a szennyezett felszín alatti víz folyamatos felszínre szivattyúzásával és a felszínen történő kezelésével kombináljuk. A felszínen tisztított vizet minőségétől függően felszíni vízbe vagy közcsatornába engedhetjük, vagy felhasználhatjuk a remedációs technológia során. Amennyiben vízzoldható talajszennyező van jelen, a talaj in situ mosására, más esetekben a talaj nedvességtartalmának pótlására és az adalékanyagok bejuttatására is használhatjuk.

Az 53. ábra egy intenzifikált in situ biodegradációs eljárás elvét mutatja be, a talajvíz ex situ tisztításával kombinálva. Az injektáló kutakon keresztül jut be az adalék, a tápanyag és az oxigén (vízben oldva vagy peroxo-vegyületek formájában). A kitermelő kútból kiszivattyúzott víztisztítást követően az elszikkasztóba jut. A talajvíz áramlásának irányába helyezett monitoring kút a folyamat hatékonyságának ellenőrzését szolgálja.

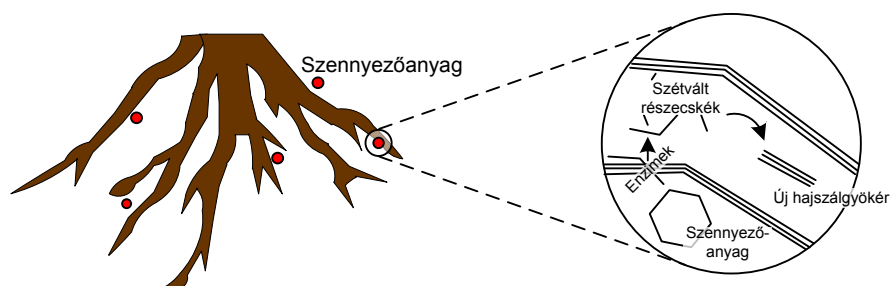
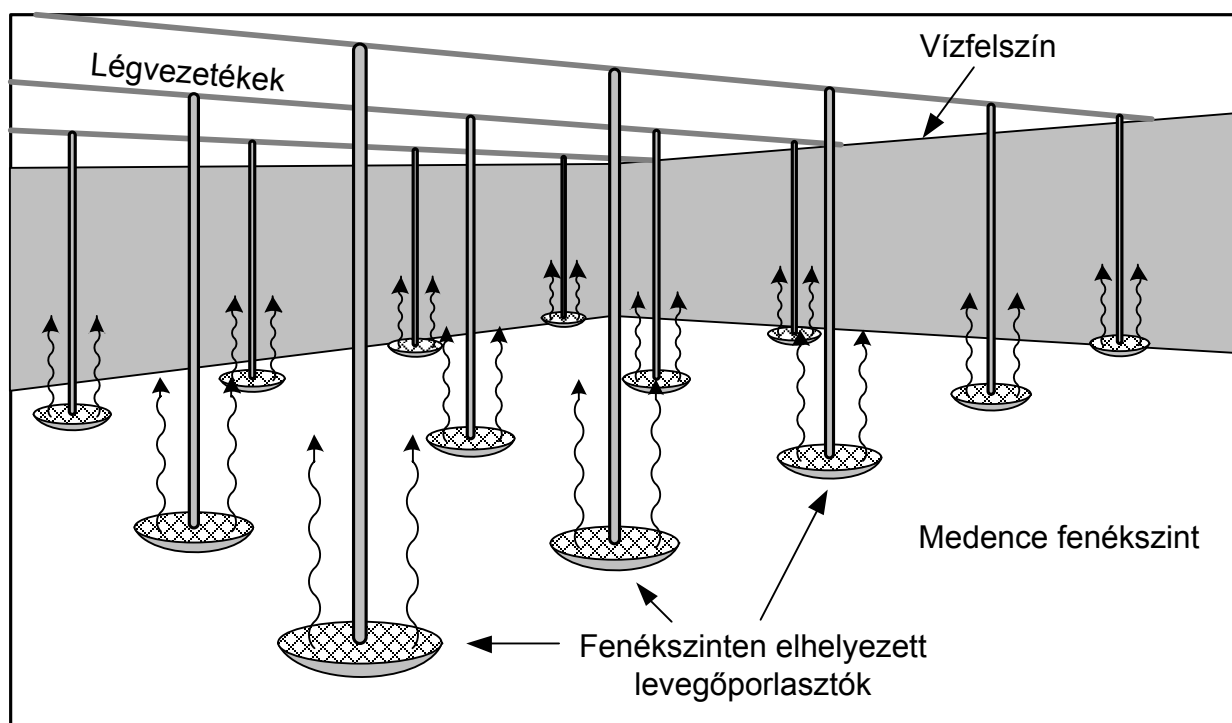


53. ábra Intenzifikált bioremediációs eljárás elvi vázlata.

## Fitoremediáció

A kármentesítendő területen a talaj vagy üledék mikroszennyezőit a talajból kivonni, akkumulálni, átalakítani vagy más módon hatástalanítani képes növényi kultúra több éven keresztül történő termesztésével és a betakarítást követő kontrollált módon való megsemmisítésével a szennyezés eltávolítható és kis térfogatban koncentrálható. Az eljárás elvben mind szerves szennyezők (degradáció), mind nehézfémek eltávolítására (kumuláció) alkalmas.

A talajszennyezők hatástalanítása a legkülönbözőbb mechanizmussal történhet: rögzítés-immobilizálás a növényi szöveten kívül, kioldás-megkötés a növényi szövetben, kioldás-felvétel-akkumuláció a növényi szövetben, stb. Fitoremediációs célokra nád és sásfélék, fűfélék köztudottan alkalmasak, de intenzív kutatások folynak a sokat vitatott géntechnológiai eljárásokkal kezelt nyárfélék alkalmazására is. Az 54. ábra üledékből és vízből való szennyezés eltávolítás elvét mutatja.



54. ábra Fitoremediációs eljárás elvi vázlata.

A különböző eljárások hatékonyságát, alkalmazásuk lehetőségeit a szennyezőanyagon kívül a befogadó közeg is erősen befolyásolja. A könnyebb áttekinthetőség érdekében néhány toxikus

szennyező eltávolítására használt technológia alkalmazhatóságát táblázatos formában foglaltuk össze (30. táblázat).

szennyezőanyagok	MB	M/S	E	T↓	T↑
Apoláris, halogénezett aromások	B	C1	B	B	A
PCB-k, dioxinok, furánok és bomlástermékeik	B	C1	B	C3	A
Halogénezett fenolok, aminok, egyéb poláris aromás vegyületek	B	C1	B	B	A
Halogénezett alifások	A	X	B	A	A
Ciklusos halogénezett alifás éterek, észterek, ketonok	C2	C2	B2	C3	A
Egyszerű heterociklusos vegyületek és aromások	A	X	A	A	A
Többgyűrűs aromások	A	C1	B	C	A
Poláris egyéb szerves vegyületek (halogén atom nélkül)	A	C1	B	B	A
Nem illékony fémek	X	A	B	C3	C3
Illékony fémek	X	A	B	C3	X

30. táblázat Különböző szennyezők megszüntetésére alkalmazott technológiák összefoglaló táblázata.

**jelölés:**

- MB: mikrobiológiai  
M/S: megkötés, stabilizáció  
E: extrakció oldószerekkel  
T↓: kezelés alacsony hőmérsékleten  
T↑: kezelés alacsony hőmérsékleten

A = a hatásosság bizonyított; B = potenciálisan hatásos; C = a hatásosság nem bizonyított;

X = nem ajánlott eljárás

- 1 utalások vannak arra, hogy az eljárás bizonyos esetekben hatásos lehet;
- 2 Közvetlen adatok nem állnak rendelkezésre. A fizikai kémiai tulajdonságok alapján bizonyos esetekben az eljárás hatásos lehet;
- 3 A fizikai-kémiai tulajdonságok alapján az eljárás nem hatásos.

Az alábbi táblázatok a különböző talajtisztítási technológiák alkalmazásának lehetőségeit foglalják össze:



<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>Ex situ fizikai - kémiai eljárások</b>	
<b>Szemcseméret szerinti frakcionálás</b>	<p>Az eljárás során a szennyezett talajt fajsúly és szemcseméret alapján frakcionálják, mivel a szennyezők nagy része a finom frakcióban (&lt; 0,063 mm) koncentrálódik. A nagyobb szemcseméretű frakciókhoz kötődő szennyezők aránya kevésbé jelentős.</p> <p>A durva kődarabokat és törmelékeket rostálással eltávolítják, majd sűrű vizes szuszpenzióvá alakítják a talajt, ami ezután egy mosórendszerbe kerül. A technológia alapja a többfokozatú mosás közbelső osztályozással. Az osztályozás történhet üleptéssel, hidrociklonokkal vagy flotációval. Adalékanyagokkal a folyamat hatásfoka növelhető. A nagyobb szemcseméretű tiszta frakciók eltávolítása után a szennyezett finom frakció (agyag, iszap) a szennyezőanyagtól függően kerül tisztításra (termikus deszorpció, deklórozás, oldószeres extrakció, égetés, stabilizáció, biológiai kezelés stb.). A mosóvíz kezelésére/tisztítására alkalmas technológia a szennyezőanyagtól függően kerül kiválasztásra és optimalizálásra.</p>
<b>Vizes mosás</b>	<p>A folyamat során a tiszta, durvább talajrészek elválnak a szennyezett, finom frakciótól és/vagy a mosófolyadék lemossa, vagy oldja a szennyezést a szemcsék felületéről (mechanikai tisztítás). A hatásfok felületaktív anyagok, kelátképzők adagolásával és a pH beállításával növelhető. A folyamat végén a mosóvíz mechanikai tisztítása (szűrés, üleptés) és kémiai kezelése szükséges. A mosóvíz veszteség a tisztított vízzel pótolható.</p>
<b>Vizes mosás mechanikai energia alkalmazásával és frakcionálással</b>	<p>A szennyezők mechanikai energia alkalmazásával is eltávolíthatók a talajszemcsék felületéről.</p> <p>A mosás történhet erős vízszugárral, mely magával sodorja a szemcsék felületén megkötődő szennyezőanyagot.</p> <p>A mechanikai energia különböző berendezésekben létrehozott nyírófeszültséggel is biztosítható (forgódobos osztályozók, nehéz szuszpenziós szeparátorok, ciklon rendszerű szeparátorok.).</p> <p>Egy harmadik fajta eljárás esetén nagynyomású sugárcsőben a talajt levegővel és vízzel összekeverik és homogenizálják. A kezelés után a mosófolyadékot (víz) elválasztják a talajtól, üleptik, kezelik és újrahasznosítják. A talaj szuszpenziót szemcseméret szerinti osztályozás után hasznosítják, vagy szükség esetén tovább tisztítják.</p>
<b>Oldószeres (kémiai) extrakció</b>	<p>A szennyezett talajt és az oldószert keverős reaktorban (extraktorban) összekeverik, vagy az oldószert oszlopreaktorba töltött talajon engedik át. A folyamat során a szennyezőanyag kioldódik. Az oldatot a kihordott finom frakciótól szeparálják, az oldószert regenerálják és újra felhasználják.</p>

<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>Ex situ fizikai - kémiai eljárások</b>	
<b>Fémek extrakciója</b>	Fém tartalmú szennyezők talajból való extrahálására szerves, és szervetlen savakat, vagy szerves felületaktív anyagokat használnak. A szerves savak kevésbé károsítják a talajt. A savas oldatban levő fémek kinyerése pelyhesítéssel (pl. meszezéssel történő kicsapás), ioncserével, elektrokémiai módszerrel, vagy ezek kombinációjával történik.
<b>Stabilizáció</b>	A szennyező anyagot a mobilitás csökkentése érdekében stabilizáló anyaggal rögzítik. Leggyakrabban meszet, gipszet, cementet, esetenként bitument, vagy polimereket alkalmaznak. (Az oxidáción/redukción és a termikus eljárásokon alapuló módszerek a mobilitás mellett a toxicitást is csökkentik).
<b>Kémiai oxidáció vagy redukció</b>	A toxikus és mobilis szennyezőanyag redox reakciók segítségével (ózon, peroxid, klór, klór-dioxid) kevésbé toxikussá/mobilissá tehető.
<b>Dehalogénezés</b>	a.) Halogénezett aromás vegyületek dehalogénezésére fűtött reaktorban kálium-polietilén-glikolátot (KPEG) kevernek a szennyezett talajhoz, PCB-k, peszticidek halogén atomja kicserélődik polietilén-glikolra, így a toxicitás csökken. b) Forgó reaktorban Na-bikarbonáttal 330 °C-on bontják és részben illóvá alakítják a halogénezett vegyületeket. A gázok kezelésére külön technológiát működtetnek.
<b>Gázelszívás</b>	Illó szennyezők esetén a kitermelt talajt alácsövezik, majd vákuummal szívják. Az elszívott gázokból, adszorpcióval, égetéssel, esetleg bioszűrőkkel távolítják el a gáz/gőzfázisú szennyezőket.
<b>Elektrokémiai eljárások</b>	Fémionok és szerves ionos szennyezők elektrooszmózissal, elektroforézissel és elektrolízissel is eltávolíthatók a talajból és a talajvízből. Az eljárás során az optimális elektromos erőter geometriájának és az elektródok anyagának megválasztása kritikus.
<b>Alacsony hőmérsékletű deszorpció</b>	100-300 °C-on a gyengén kötött víz és az illékony szerves szennyezők deszorbeálódnak a talaj felületéről. Az elszívott gázokat vivőgáz vagy a vákuum továbbítja a kezelő rendszerbe. A szerves szennyezők leválasztására ciklonokban, töltetes adszorberekben vagy szűrőkön történik. A tölteteket/szűrőket a rajtuk lévő anyaggal együtt elégethetik, vagy biológiai úton a deszorbeálódott szerves szennyezőket lebontják.
<b>Magas hőmérsékletű deszorpció</b>	Az erősen kötött illó szerves szennyezők deszorbeáltatása nagyobb energiát igényel (300-540 °C). A technológia további része az alacsony hőmérsékletű deszorpcióval egyezik meg.

31. táblázat Ex situ fizikai - kémiai eljárások

<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>Ex situ hőkezelés</b>	
<b>Vitrifikáció</b>	A szennyezett talajt vagy a talajmosás és frakcionálás utáni agyagfrakciót magas hőmérsékleten megolvasztják és belőle üvegszerű amorf, vagy kristályos szilárd anyag keletkezik. A vitrifikáció akkor eredményes, ha a szerves szennyezők a magas hőfokon deszorbeálódnak, és/vagy elégnak, a toxikus fémek pedig teljesen megkötődnek. Megfelelő előkezeléssel és adalékanyagokkal értékes építőanyag (kerámia, díszkavics, stb.) állítható elő. A kioldási vizsgálatok elvégzése előírás!
<b>Égetés</b>	870-1200 ° C-on a szerves szennyezők kiégnek. A gőzöket/füstgázokat tisztítani kell.
<b>Pirolízis</b>	A szerves szennyezők magas hőfokon oxigén jelenléte nélkül különböző gázokra és szilárd anyagokra bomlanak. A gyakorlatban teljesen oxigénmentes környezet biztosítása nem lehetséges, ezért a folyamat során bizonyos mértékű oxidáció mindig végbemegy. Az illékony komponensek termikusan deszorbeálódnak.

32. táblázat Ex situ hőkezelésen alapuló eljárások.

<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>Ex situ biológiai eljárások</b>	
<b>Talajkezelés agrotechnikai módszerekkel</b>	A szennyezett talajt kitermelik, megfelelően kialakított, izolált területre hordják és levegőztetik (forgatás, szántás, boronálás). A lebontást végző mikroorganizmusok számára gépi műveléssel, öntözéssel és adalékanyagokkal optimális körülményeket biztosítanak.
<b>Bioágyas, prizmás kezelés</b>	A szennyezett talajt csurgalékvíz elvezető-rendszerrel ellátott szilárd felületre hordják. A technológia bioágyas, cellás, prizmás vagy komposztálásos lehet. A nedvességtartalom, pH, hőmérséklet, tápanyagok és az oxigénellátás optimalizálásával mikroorganizmusok optimális működése biztosítható. Aerob mikroorganizmusok esetén a prizmákat átmozgatják, statikus prizmák esetén a képződő gázok elvezetését és a tápanyagok bejuttatását drénrendszer.
<b>Iszapfázisú talajkezelés reaktorokban</b>	A vízzel és adalékokkal kevert talajt bioreaktorban, a mikroorganizmusok jelenléte mellett kezelik. A reaktor egyszerű földmedence vagy számítógép-vezérelt automatizált acélreaktor is lehet. A biológiai bontás után a fázisokat szétválasztják, a kezelt talajt víztelenítik és elhelyezik.

33. táblázat Ex situ biológiai eljárások

<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>In situ fizikai -kémiai eljárások</b>	
<b>Pneumatikus fellazítás</b>	A talaj rosszul áteresztő, cementálódott alsóbb rétegeibe nagynyomású levegőt juttatnak. In situ eljárásoknál a hatékonyság növelése érdekében előkezelésként alkalmazzák.
<b>Talajlevegő kiszívása és kezelése</b>	Furatokban elhelyezett perforált csöveken keresztül elszívják az illó szennyezőket tartalmazó talajlevegőt, majd a felszínen megtisztítják a gáz/gőz állapotú szennyezőtől. A tisztítás lehet vizes gázmosás, adszorpció, égetés, vagy biológiai szűrés. A talaj átszellőztetésével a mikroorganizmusok aktiválása spontán megindul, mely javítja a beavatkozás hatásfokát.
<b>Talaj vizes mosása</b>	A talajvizet fedő rétegben lévő szennyezőanyagot vízzel, vagy vízben oldott adalékokkal bemossák a talajvízbe, melyet depressziós kutakból kiszivattyúznak és a felszínen kezelnek. A módszert csak akkor alkalmazható, ha a talajvíz már eleve szennyezett: vagyis (1) a talajtisztítást talajvíz tisztítással kombinálják, (2) a szennyezett terület talajvizét izolálták a környezettől, (3) a talajvíz kinyerésére létesített kútban olyan mértékű depressziót biztosítanak, amely megakadályozza a talajvíz más irányba áramlását (hidraulikus gát létrehozása).
<b>Hőkezelés</b>	A forró levegő, vagy gőz talajba való injektálása, esetleg a talaj fűtése növeli a gőzelszívás, a vizes mosás, vagy a biológiai bontás hatékonyságát, gyorsítja az illó szennyezők eltávozását és a kevésbé illók deszorpcióját. A talajlevegő megtisztítása a felszínen történik.
<b>Vitrifikáció</b>	Pontszerű, nagy koncentrációban jelen lévő toxikus nehézfémek immobilizálása érdekében a talaj szilikátjait elektromos áram segítségével megolvasztják.

34. táblázat In situ fizikai -kémiai eljárások

<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>In situ biológiai eljárások</b>	
<b>Természetes szennyezőanyag csökkenés</b>	Biodegradálható szennyezőanyag jelenléte esetén ellenőrző mérések és folyamatos megfigyelés mellett megvárják, hogy a természet megoldja a kárenyhítést.
<b>A természetes biodegradáció fokozása</b>	A jelenlévő mikroorganizmusok aktivitásának növelése érdekében vízdoldható tápanyagokat és oxigént juttatnak a talajba. Az adalékok tápanyag-kiegészítők (biodegradációt segítik), és olyan felületaktív anyagok (pl. tenzidek, kelátképzők) lehetnek, amelyek a szennyezőanyag biológiai hozzáférhetőségét biztosítják. Ha a talaj saját mikroflórája sérült, mérgezett, vagy nem képes a szennyezőanyag bontására, mikrobiális talajoltó anyag alkalmazása javasolt. Az oxigénellátást perox-vegyületek, vízben oldott levegő, vagy oxigén, biztosíthatja.

<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>In situ biológiai eljárások</b>	
<b>Bioventilláció</b>	A biodegradációhoz szükséges oxigént a talajlevegő gyakori cseréjével, talajszellőztetéssel oldják meg, elsősorban a telítetlen talajzónában, vagy a talajvíz megtisztítását követő talajtisztítás során. Az elszívott talajgázt a felszínen kezelik.
<b>Talajvíz ex situ tisztításával összekötött biológiai kármentesítés</b>	A talajvizet kiszivattyúzzák és a felszínen kezelik. A területet in situ módon mikroorganizmusok segítségével kármentesítik.

35. táblázat In situ biológiai eljárások

Az alábbi táblázatok a talajtisztítási technológiákhoz kapcsolódó talajgáz és talajvíz, vagy mosóvíz tisztítási technológiákat tekintik át.

<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>Elszívott gázok kezelése</b>	
<b>Aktívszenes adszorpció (gáz/gőz fázis)</b>	A gáz- és gőzfázisú szennyezők aktív szénen megköthetők. A telített adszorbens regenerálható és újra felhasználható, vagy ha a szennyező engedi, engedéllyel rendelkező égetőben elégethető.
<b>Katalitikus oxidáció (nem-halogénezett)</b>	Illékony szerves szennyezőkre kifejlesztett katalizátoron, levegőáramban 450 °C-on elégetik a szennyezőket.
<b>Katalitikus oxidáció (halogénezett)</b>	Halogénezett, illékony szerves szennyezőkre kifejlesztett katalizátoron, levegőáramban 450 °C-on elégetik a szennyezőket.
<b>Bioszűrők alkalmazása</b>	A gőz/gáz fázisú szerves szennyezőket mikroflóra megtelepedését biztosító tölteten, vagy ágyazaton szivattyúzzák át (talajágy, csepegtetőtest, filccel, gyapjúval, fahánccsal, stb. töltött oszlopok). A nagyfelületű adszorbensen megkötődnek a szennyezők, a kialakult biofilmben élő mikroorganizmusok elvégzik a lebontást. Speciális vegyületek lebontása sajátos baktériumtörzsek alkalmazásával, optimális körülmények biztosítása mellett oldható meg. Adalékok és a levegőztetés általában gyorsítja a folyamatot.
<b>Termikus oxidáció</b>	A gáz/gőzfázisú szerves szennyezők lebontása 1000 °C-on, égetőkamrában, ártalmatlan végtermékek keletkezése közben történik. Ha a füstgáz ártalmas vegyületeket tartalmaz tisztítani kell.

36. táblázat Az elszívott gázok kezelése.

<b>Technológia</b>	<b>Leírás</b>
<b>Talajvíz és mosófolyadék kezelése</b>	
<b>Bioreaktor</b>	Rögzített vagy szuszpendált formában jelenlévő mikroorganizmusokkal kezelik a szennyezett talajvizet, vagy a mosófolyadékot a csepegtetőtestes, illetve eleveniszapos szennyvíz tisztításhoz hasonlóan. A szennyezett folyadékot levegőztető tartályban cirkuláltatják, ahol a mikroorganizmusok aerob úton bontják a szerves szennyezőket. Ha a szennyezők bontására anaerob biodegradáció javasolt, a reaktor a levegő kizárását biztosítja.
<b>Sztrippelés</b>	Illékony szerves szennyezők folyadékból történő eltávolítására szolgál. A szennyezett talajvíz, vagy mosófolyadék felülete intenzív levegőztetéssel, nevezetesen diffúz levegőztetés, tálcás levegőztetés, porlasztásos levegőztetés növelhető.
<b>Aktív szenes adszorpció</b>	A talajvizet, vagy mosófolyadékot aktív szenes szűrőbetéteken áramoltatják át, ahol a szerves szennyezők adszorbeálódnak. A telítődött szűrőbetét cserélhető vagy regenerálható. A regenerálás történhet deszorpcióval, vagy extrakcióval.
<b>UV oxidáció</b>	A szerves szennyezőket tartalmazó folyadékot tartályban, vékony rétegben szétterítve vagy átáramoltatva UV sugárzás, ózonnal, és/vagy hidrogén peroxiddal elbontják. A távozó gázokat szükség szerint kezelik (pl. ózonnal).

37. táblázat Talajvíz és mosófolyadék kezelése.

## **7. OLAJKÁROK ELHÁRÍTÁSA**

## 7.1. Az olajszennyezés hatásai

A felszíni vízfolyásokat szennyező anyagok egy sajátos csoportját képezik azok az anyagok, amelyek vízbe kerülve a vízi élet feltételei közül a fizikai paraméterek blokkolásával vagy kizárásával közvetett úton fejtik ki negatív hatásukat. Például az oldott oxigén koncentráció csökkentésével gátolják a légzést, elzárják a vizeket a fénytől, vagy az alacsonyabb rendű szervezetek felületén bevonatokat, filmeket képeznek. Ezek közül a legismertebb, és gyakoriságát tekintve az egyik legveszélyesebb szennyező anyag az ásványolaj és származékai. A fosszilis energiahordozókra épülő energia felhasználás miatt az ásványolaj termékekkel és származékaival történő környezetszennyezés lehetősége a kitermelés, de különösen a feldolgozás, a szállítás és a raktározás során igen magas!

A vízbe kerülő olaj gyorsan szétterül, és vékony, filmszerű réteget alkot a víz felületén. A réteg vastagságát a felületi feszültség, az esetleges akadályok (gátak, hullámtörők, természetes akadályok) és a víz tisztasága szabja meg. Ez az érték az 1 mm vastag olajfedettségtől a 0,2 mm-nél alacsonyabb hártýáig változhat. A szennyezett víz akadályozhatja az olajhártya szétterülését, ilyenkor kb 1 mm körüli olajfedettség alakul ki. Az a legkisebb rétegvastagság, ami szabad szemmel is érzékelhető, kb  $4 \times 10^{-5}$  mm. Ez a fedettség 1 km<sup>2</sup> felületre számolva mintegy 40 l olajat jelent. A számok jól érzékeltetik, hogy kis mennyiségű olaj is nagy károkat képes okozni, ha élővizekbe kerül.

A víz felszínén kialakuló olajréteg néhány jellemzőjét tartalmazza a 38. táblázat.

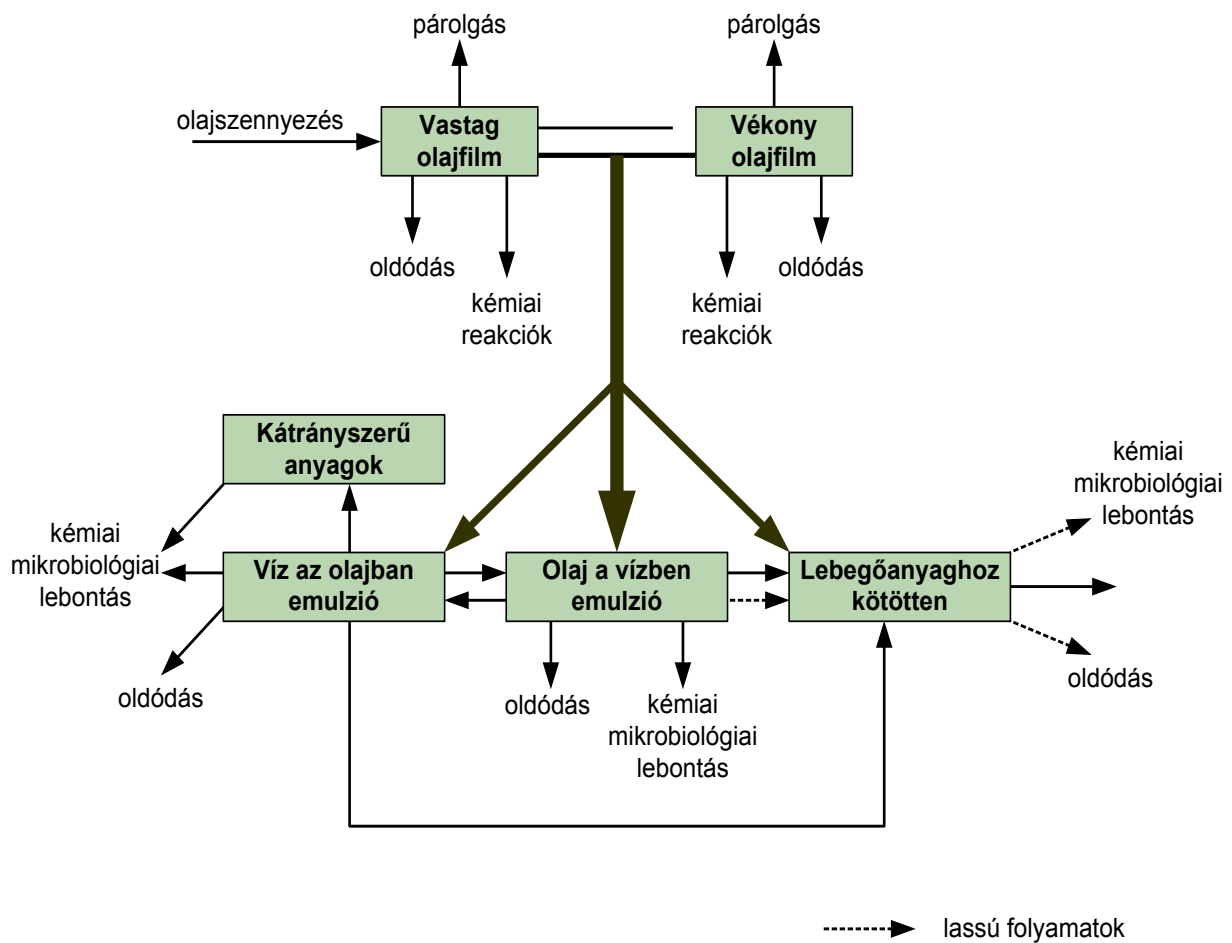
Az olajréteg vastagsága, mm	Az olajréteg térfogata, km <sup>-2</sup>	Vizuális észlelés
0,00004	40	éppen látható színes foltok
0,00008	80	ezüstös, összefüggő réteg
0,00015	150	gyengén szivárványos, összefüggő foltok
0,0003	300	erősen szivárványos, összefüggő foltok
0,001	1000	a színek sötétednek, összefüggő foltok
0,002	2000	erősen sötét színek, összefüggő foltok

38. táblázat Az olajszennyezés hatására kialakuló úszó olajréteg néhány jellemzője

Az olajszennyezés következményeként kialakuló fizikai, kémiai és biológiai folyamatok vízi élőlényekre gyakorolt káros hatásait és az átalakulási folyamatokat mutatja be az 55. ábra.

A vertikális vízmozgások hatására az olaj egy része a lebegő anyagokon adszorbeálódik, majd a vizes fázissal emulziót képez. A keletkező „víz az olajban” és „olaj a vízben” emulziók tulajdonságaikban lényegesen eltérnek egymástól. A "víz az olajban" emulzió, mint az olajos fázis része, a víz felszínén úszik. Az "olaj a vízben" emulzió pedig a vizes fázisba kerülő olajszennyezést jelenti. A kétfajta emulzió természetesen átalakulhat egymásba, mennyiségük, illetve arányuk a fizikai, kémiai és mikrobiológiai folyamatok függvénye.





55. ábra Élő vizekben az olajszenyezések hatására végbemenő folyamatok.

### A vizek olajszenyezésének minden formája káros!

A felszínen úszó olajréteg megakadályozza a vizek természetes oxigénforgalmát, így a légzésre és a fotoszintézisre egyaránt káros hatást fejt ki. Az olaj már kis mennyiségben is lezárja a víz felszínét, ezáltal gátolja mind a természetes oxigén felvételét a légkörből, mind pedig képződő gáznemű anyagcsere termék távozását a légkörbe. Ezek a termékek a vízben maradnak és a reverzibilis biokémiai folyamatokat a kémiai egyensúlyok törvényének megfelelően káros irányba tolják el. A vízbe bekerült olaj a mikroszervezetekre tapad és az egyedek pusztulását okozza. A vizekben élő szervezetekre kifejtett káros hatás már néhány tized, néhány század  $\text{mg} \times \text{l}^{-1}$  koncentrációban is bekövetkezhet.

Az ásványolaj szennyezés fokozottabb mértékben veszélyezteti a vízi környezet állatvilágát, mint a mikroszervezeteket. Így halak esetében a szennyezés rákódhat a kopoltyúra, és ezzel gátolja az oxigénfelvételt, bőrükre tapadva pedig bőrelváltozást okozhat.

A kőolaj származékok vízdoldhatósága általában rossz, de környezet szennyezési szempontból nem elhanyagolható (lásd fentebb). Vízdoldhatóságukat a 39. táblázat foglalja össze.

<b>Kőolaj származék</b>	<b>Oldhatóság, mg×l<sup>-1</sup></b>
könnyű benzin	60
benzin	50-500
tüzelő olaj	10-50
kőolaj	0,1-5
dízel olaj	10-50

39. táblázat A kőolaj származékok vízdoldhatósága.

## 7.2. Az olaj mozgása a talajban.

Az olajszennyezés talajban való mozgásánál alapvető különbséget kell tenni az (1) olaj talajban történő szétterülése és (2) a vízben oldott olaj mozgása között. Amíg ugyanis az oldott anyagok a szivárgó talajvízzel együttesen mozognak, addig az olaj a laza kőzetekben és talajokban összefüggő olajtestet képez.

Ha az olaj behatol a talajba, lényegében a gravitációs és a kapilláris erők hatására mozog. A beszivárgás mélységét és az olajjal átitatott zóna alakját a talaj és az alatta elhelyezkedő földtani összlet (olajvisszatartó képesség, rétegzettség, a rétegek olajáteresztő képessége), valamint az olaj mennyisége és fizikai tulajdonságai határozzák meg.

A szivárgás során az áteresztő pórusokban összefüggő olajfázis jön létre. A folyamat végén a talaj olajvisszatartó képességének megfelelő mennyiség marad meg az átitatott rétegekben (a talajrészecskék felületén ill. a pórusok egy részében lévő maradék olaj). A levegővel telt pórustérben az illékony vegyületek gőze van jelen. Ha a szivárgó olaj mennyisége nagyobb, mint amennyit a talajvíz fölötti rétegek vissza tudnak tartani, akkor a szivárgás a talajvízig terjed, de a „támaszkodó” kapilláris zónában (a kapillárisok víztelítettsége miatt) a mozgás lelassul. Ennek eredményeként az olaj feldúsul és önálló fázist, **olajtestet** képez. További szivárgás esetén olajlencse alakul ki a talajvíz felületén.

A beszivárgó olaj különböző mozgékonyaságú formákban a talaj mindhárom fázisában jelen lehet: (1) önálló folyékony fázis a pórustérben, (2) talajrészecskékhez kötött formában, (3) elkülönülten, heterogén fázisban a pórusokban, (4) talajnedvességben oldott szennyezésként, (5) talajlevegőben gőz állapotban, (6) talajvízen úszó olajlencseként és (7) talajvízben oldott szennyezésként.

Az olajtermékek mozgékonyasága függ: (1) a dinamikai viszkozitástól, (2) a vízdoldhatóságtól és (3) az illékonyaságtól. Mivel az olajok hidrofóbok és csak gyengén vízdoldhatók, a mozgást fékező adszorpció főként a hidrofób kötőerőknek tulajdonítható.

Az olaj mozgékonyaságának kárelhárítási szempontból is jelentősége van.

Két egymással nem elegyedő folyadékra vonatkozó áteresztő képesség kisebb, mint a folyadékokra külön-külön. Ebből adódóan a **talaj olajáteresztő képessége** a víztartalom, illetve a vízáteresztő képesség az olajtartalom függvénye. A **relatív áteresztő képesség** csak az egyik folyadék jelenlétében mérhető áteresztő képesség %-ában kifejezett jellemző.

A talajok olajvisszatartó képességének (OK) meghatározásával becsülhető a **szennyezett talaj térfogata ( $V_{szt}$ ) és az olajbeszivárgás mélysége (X):**

$$V_{szt} = \frac{V_{ol}}{p' * OK_t}$$

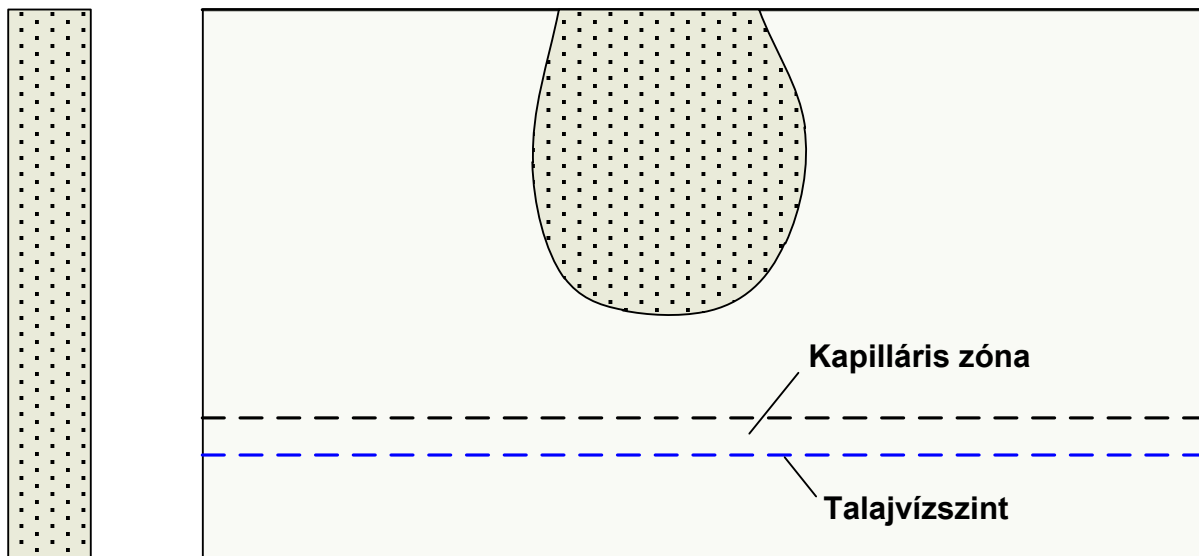
ahol  $V_{szt}$  = az elszennyeződött talaj térfogata [ $m^3$ ],  
 $V_{ol}$  = aki folyt olaj térfogata [ $m^3$ ],  
 $p'$  = a talaj porozitása, viszonyszám [pórus%/100],  
 $OK_t$  = a talaj olajvisszatartó képessége [ $m^3$  olaj/ $m^3$  talaj]

(7)

$$X = \frac{V_{ol}}{A * OK_t * \eta} \quad (8)$$

ahol  $X$  = a behatolási mélység [m],  
 $A$  = a lefelé hatoló olajáram keresztmetszete [m<sup>2</sup>],  
 $\eta$  = a folyadék dinamikai viszkozitása  
(A benziné 0,6; a könnyű ásványolajé 2,0; a dízel olajé 2,8-6,5)

Ha az olajtest egyenletes, egynemű talajban mozog, megfelelő, szabályos alakú olajtest alakul ki (56. ábra). Az ábra baloldalán feltüntetett négyzet kitöltése a talaj összetétel homogenitását/inhomogenitását jelzi.

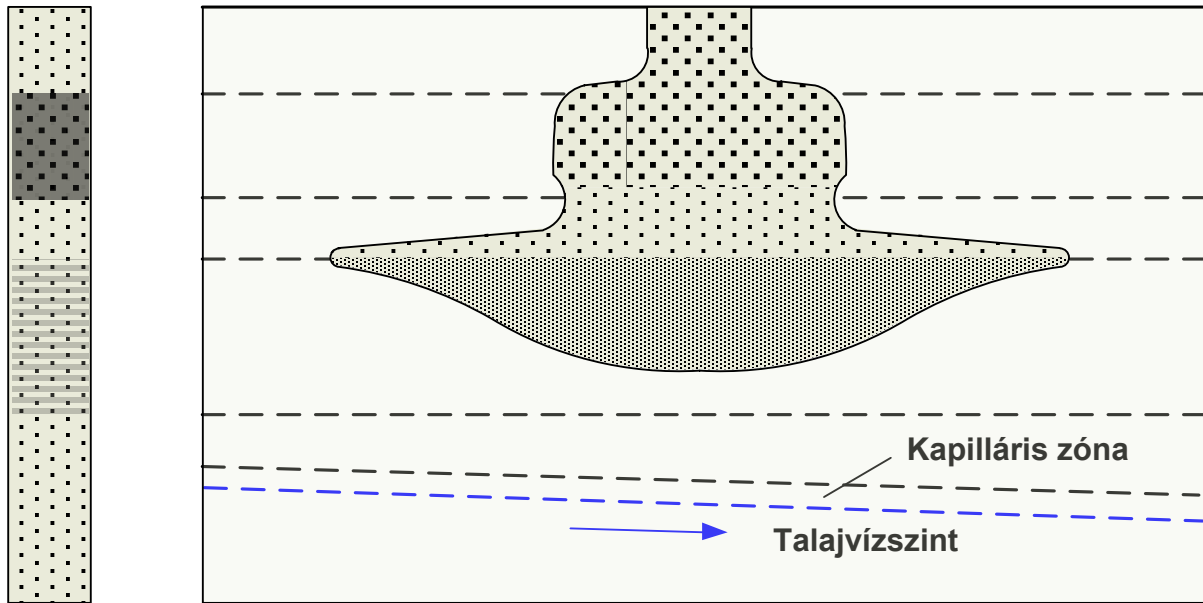


56. ábra Az olajtest alakja egynemű talajban

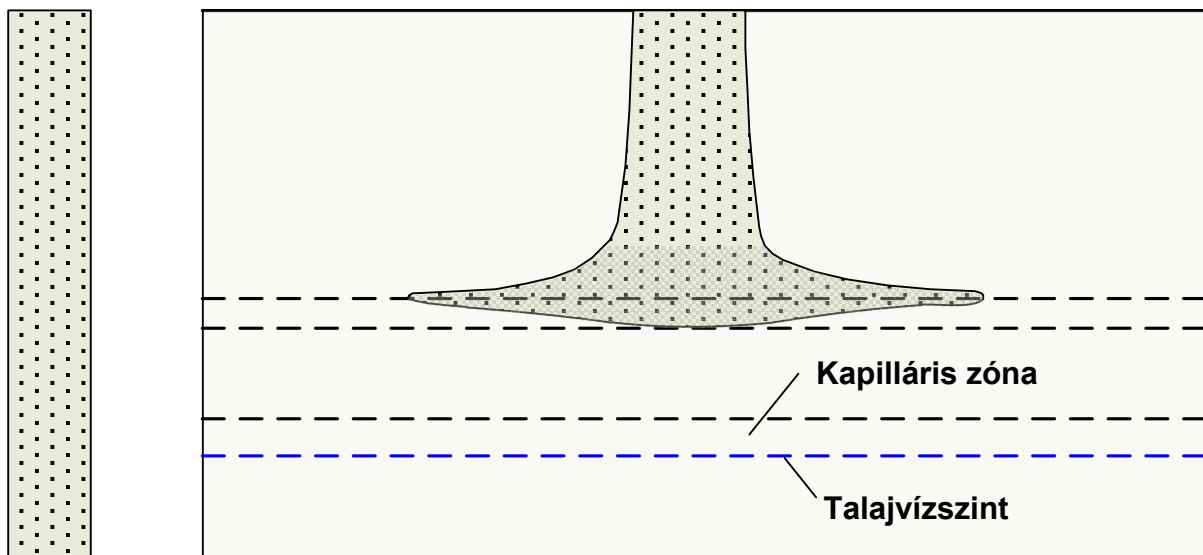
A természetben rendszerint előforduló inhomogén talajok esetében az olajtest többé-kevésbé szabálytalan alakot vesz fel.

Az olaj visszatartó (kisebb olaj áteresztő képességű) réteg a szivárgó keresztmetszet szétterülését eredményezi, míg a jobb áteresztő képességű rétegbe történő átmenetnél lényegében azonos marad a szivárgási keresztmetszet (57. ábra). Ha a beszivárgási hányad az áteresztőképességhez képest valamely rétegben nagy, akkor oldalirányba terjed ki a határfelület, egészen addig, míg erősen áteresztő réteghez nem ér.

Azok az igen kis áteresztőképességű, finom szemcsézetségű közbenső rétegek, amelyek nagymértékben képesek visszatartani a szivárgó vizet (pl. az iszapos, agyagos homokok vagy agyagok), jelentős mértékben akadályozhatják, vagy akár teljesen meg is szüntethetik az olaj behatolását a mélyebben fekvő képződményekbe. Ilyen esetben az olaj a talajvíz szintjéig nem is jut el (58. ábra).



57. ábra Olajtest alakja különböző átteresztőképességű talajban

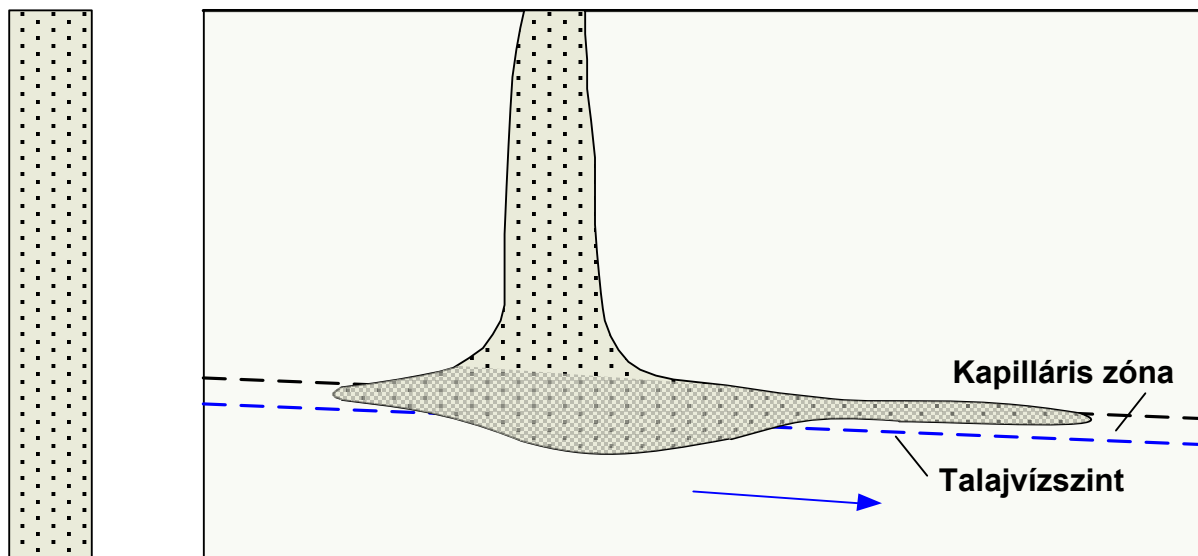


58. ábra Az olajtest elhelyezkedése ha olajat át nem átteresztő talajrétegre ér.

Ha a beszivárgott olajmennyiség meghaladja a szivárgási tartomány olajvisszatartó képességét, akkor az egészen a talajvízig hatol. Elegendő nyomás esetén az elszivárgási hely alatt behatolhat a talajvízbe, ez esetben azonban a kapilláris zónában vízszintesen szétterül. Az 59. ábra által mutatott aszimmetria a talajvíz áramlási iránya miatt jött létre. Abban az esetben, amikor a szénhidrogén közvetlenül behatol a talajvíztartó rétegbe, a nyomás kiegyenlítése után gyorsan felemelkedik a talajvíz felszínéig, és egyensúlyi helyzetet vesz fel a kapilláris sávban, elsősorban a talajvíz áramlásának irányában.

Összefoglalva megállapítható, hogy amíg a szivárgási tartományban az olajbeszivárgás befejeződése után csak a talajszemcsékhez adszorbeált, viszonylag kis mennyiségű olajtartalom van jelen, addig a kapilláris sávban a szabad olajmennyiségek feldúsulnak és mozgásuk a kapilláris erő hatása következtében korlátozott. Míg a szivárgó sávban viszonylag gyorsan mozog az olaj, addig a kapilláris sávban hónapok múlva, sőt évek múlva is maradnak

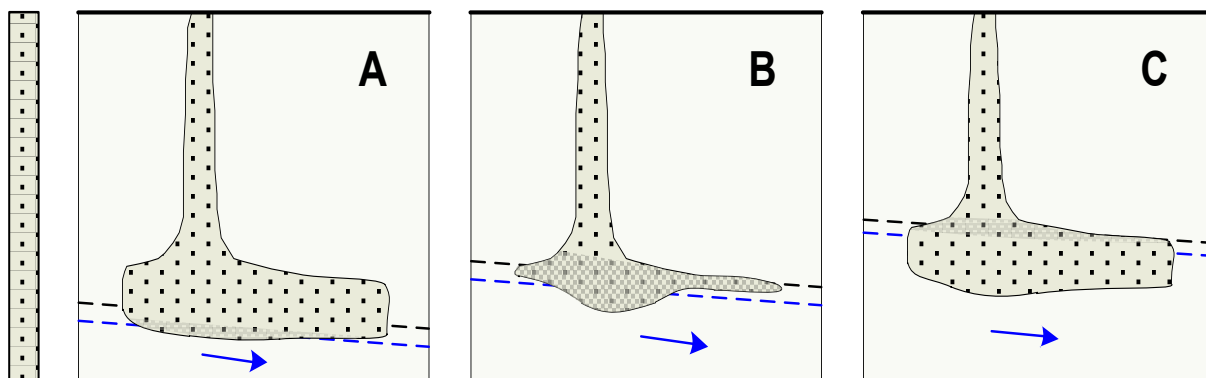
nagyobb olajmennyiségek. Következésképpen, a kapillaris zóna a kárelhárítás szempontjából kiemelt fontosságú réteg.



59. ábra A szivárgó olajtest eléri a talajvízszintet

A szénhidrogén származékokkal összefüggő, korábban bekövetkezett haváriák esetén ebből a zónából lehet eltávolítani az olajszennyezés legnagyobb részét. A szennyeződés nem rögzül az olajlencséhez, mert a csapadékvíz az adszorbeált szénhidrogénből, a talajvíz pedig az olajlencséből old ki szénhidrogén komponenseket.

Vizsgáljuk meg azt az esetet, amikor a talajvízszint változik. Az 60. ábra három helyzetet mutat. A (B) állapot megegyezik az 59. ábra során bemutatott viszonyokkal. Az (A) ábra a talajvízszint süllyedés helyzetét vázolja egy nemű öszlet esetén. Ebben az esetben az összegyűlt anyag a talajvízszint és a kapillaris zóna süllyedésével együtt süllyed le. A (C) ábra azt az esetet mutatja be, amikor a talajvízszint emelkedik, a koncentrált olajtestet felnyomja a talajvíztükör és csak az adszorbeálódott szénhidrogén nyomok maradnak az alsóbb rétegekben.

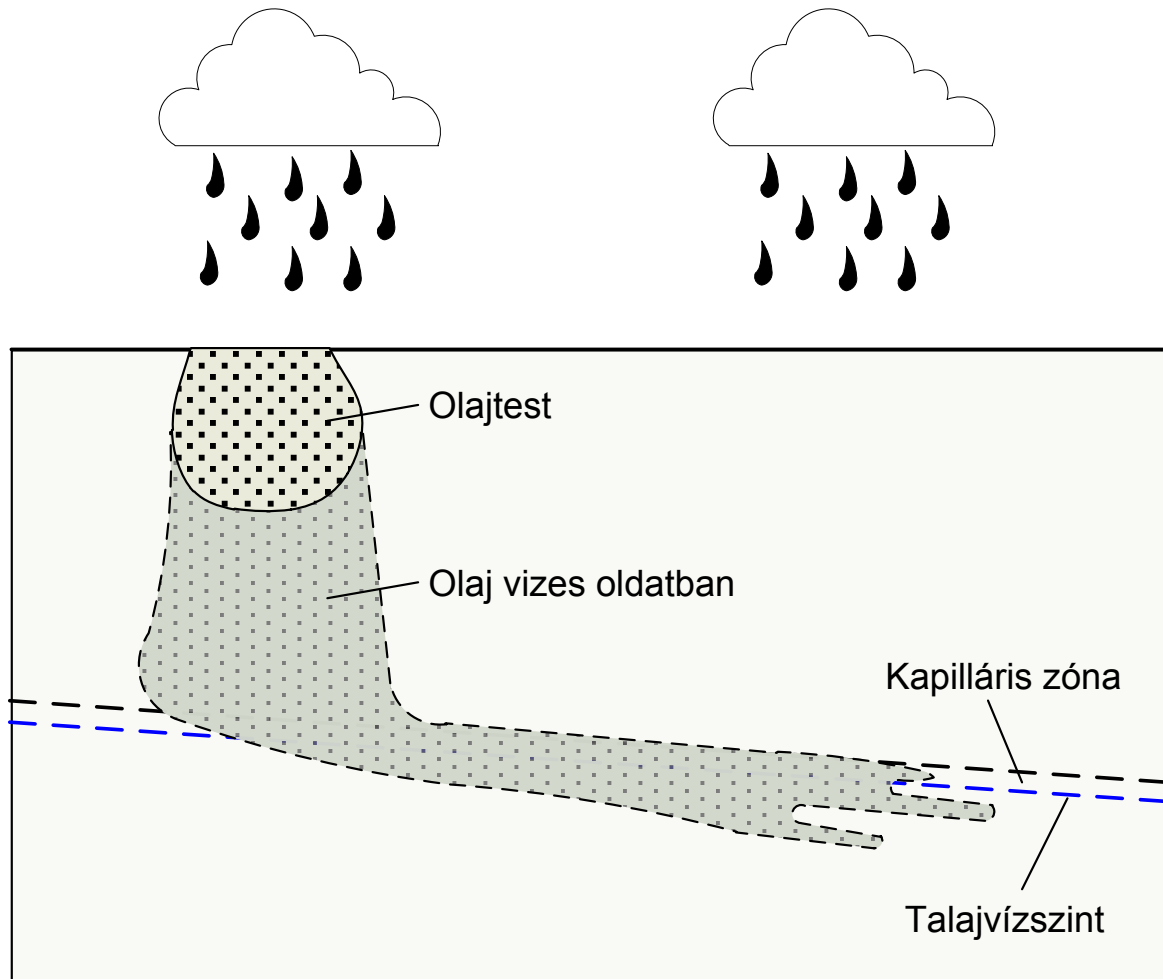


60. ábra Olajtest elhelyezkedése változó talajvízszint esetén

A valóságban azonban a helyzet lényegese bonyolultabb, ugyanis az olaj egy igen tekintélyes része képes oldódni a vízben, nem beszélve a kőolaj vízoldható kísérő anyagiról. Ha a kőolaj

összefüggő fázisként hatol be a talajba, és ott a beszivárgó csapadékvízzel érintkezik, akkor egyes komponensei vizes oldatba mennek át, és a vízzel együtt mozognak tovább.

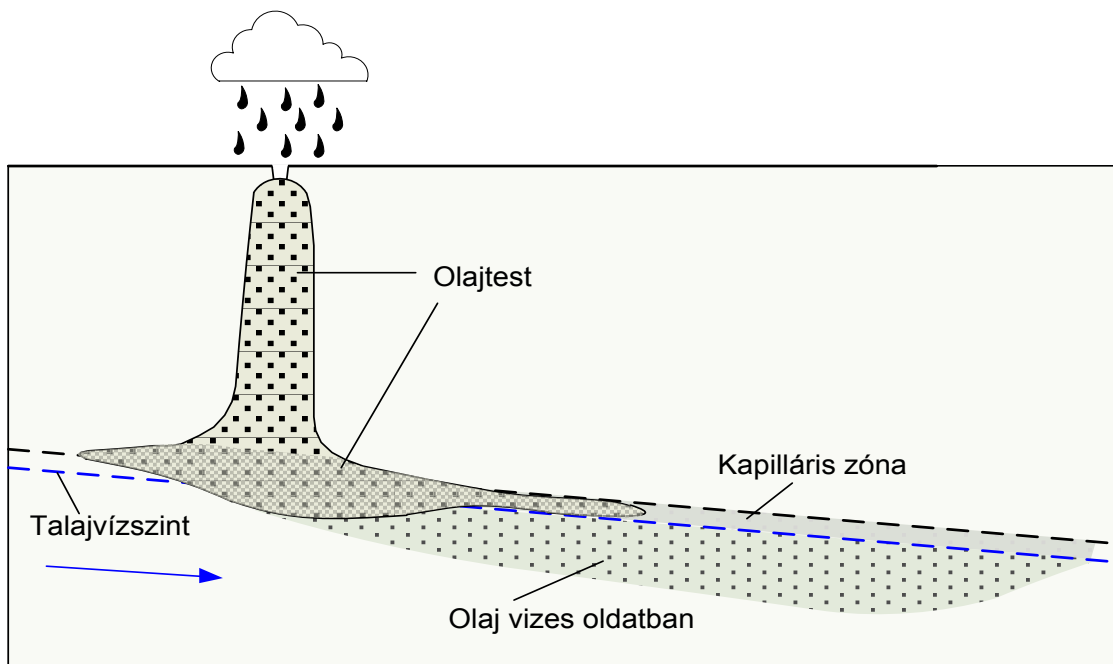
Ez a folyamat jön létre, ha az olaj fázisként van jelen a szivárgási tartományban, és szivárgó vízzel lép érintkezésbe (61. ábra), vagy ha az olaj fázisként van jelen a talajvíz-tartományban és állandóan érintkezik az áramló talajvízzel (62. ábra).



61. ábra Az olajtestből kioldódó olaj útja

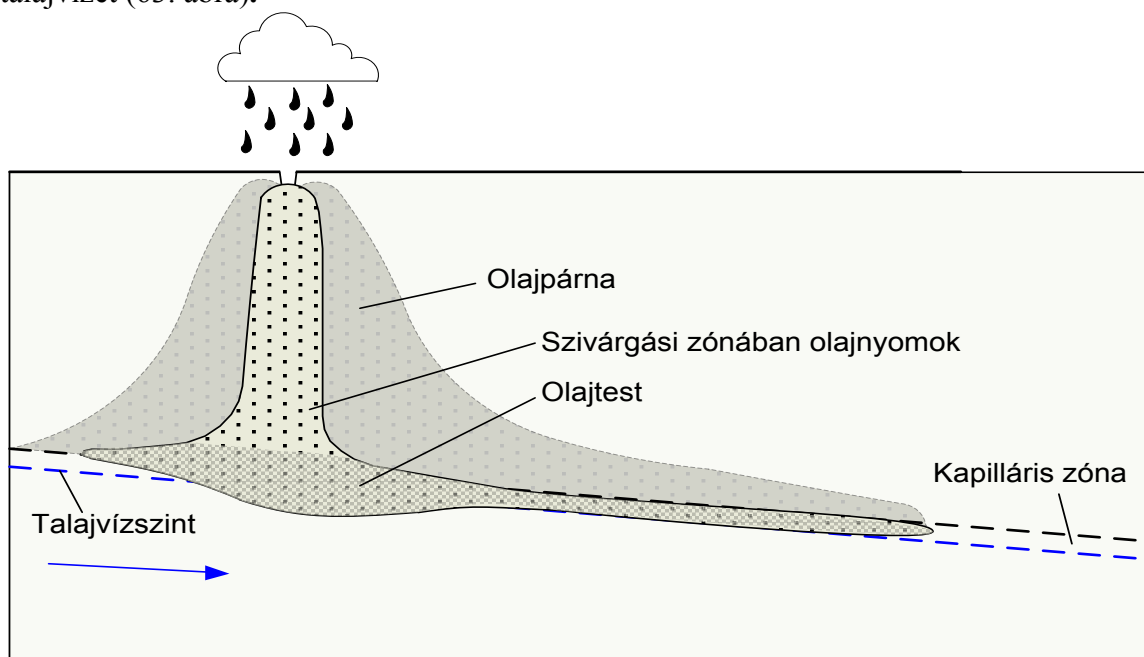
Ha az olajtest a talajvíz felszíne felett helyezkedik el, akkor a szivárgó víz kioldhat bizonyos olajfrakciókat és a talajvíz felszínére vezeti azokat és kialakul egy horizontális irányú szétterülés a talajvíz áramlási irányában.

Ha viszont az olajtestet egészen a talajvízig ér el, akkor az áramló talajvíz fogja kioldani az oldható olajkomponenseket, és azokat magával viszi. A kioldott olajmennyiség függ az érintkező felülettől, a víz áramlási sebességétől, a víz telítettségi fokától és a szénhidrogén minőségétől.



62. ábra Oldott olaj mozgása a talajvíz áramlás irányába

Végezetül vizsgáljuk meg azt az összetett esetet, amikor az olajtestből a kis forráspontú, könnyen illó komponensek párolgását is figyelembe vesszük, valós talajviszonyok esetén. A felszín alatti párolgás függ az olajtermék minőségétől, a nyomástól, a hőmérséklet-gradienstől és a talaj átteresztő képességétől. Tehát a szivárgási tartományban elhelyezkedő olajtestet körül szénhidrogén-gőzökből álló olajpárna fog képződni. Hasonlóképpen a talajvízen elhelyezkedő olajlencse felett is kialakul ez a gázburok. Mivel az elpárolgó üzemanyag-gőzök a levegőnél nehezebbek, zömmel a kapilláris sáv feletti rétegben helyezkednek el. Ebből következően ezek a gázok a szivárgó tartományban vándorló vízben oldódnak, és szennyezik a talajvizet (63. ábra).



63. ábra Az olajpárna hatása



### 7.3. Az olajszennyezésekkel kapcsolatos műszaki teendők

Felszíni vizek olajszennyeződéseinek eltávolítása bentoniton, vagy perliten történő adszorpcióval és az úszó réteg eltávolításával oldható meg. Az olaj üledékbe jutása káros, mert anaerob környezetben nem, vagy nagyon nehezen bomlik el. Folyóvizek esetében a folyás irányára merőlegesen kialakított falazatok segítik az úszó olajréteg eltávolítását.

Az olajszennyezők talajvízből való eltávolítása viszonylag gyakran előforduló feladat a tárolásra és a szállítására használt talajfelszín alatti tartályok és vezetékek meghibásodása miatt. Ilyenkor a szivárgó, vagy kifolyó olaj és olaj származékok a talajon átszivároghatva elérhetik a talajvizet. Hasonló problémák adódnak a volt katonai repülőterek kerozin tartályainak meghibásodásából, korrodálódásából származó szivágások következményeként.

Az olajkár elhárítás technológiájának kiválasztása során több szempontot vesznek figyelembe, ezek közül a legfontosabbak a következők:

- Szénatomszám
- Vízoldhatóság
- Tenzió
- Viskozitás
- Toxicitás
- Emulzióképzés („olaj a vízben” illetve „víz az olajban”)
- Biológiai lebonthatóság
- Termikus stabilitás
- A talajféleségtől illetve adszorbensektől függő adszorpció képesség.

Mérlegelni kell továbbá a társadalmi, gazdasági tényezőket is. Így meghatározóak lehetnek a rendelkezésre álló anyagi források. Rendelkezésre állásuk, a hozzájutás ütemezése és a forrás fajtája (költségvetés, privatizáció, hatósági kötelezés) döntő hatással lehet az alkalmazható műszaki megoldásra. Ezzel párhuzamosan kell tekintetbe venni a környezetvédelmi előírásokat is, mely kialakítja a kívánatos és a tűrhető határértéket.

A környezetvédelmi, vízügyi és egészségügyi előírások és a pénzügyi lehetőségek összehangolását a korszerű kockázatelemzés segíti. Figyelembe kell venni továbbá a technológia időigényét is. Gyors beavatkozásnál nem választható időigényes technológia. A kármentesítendő terület jelenlegi és jövőbeni hasznosítása szintén hatással van a kárelhárítási technológia fajtájára. Fontos tekintetbe venni ugyanis, hogy a kármentesítendő területnek és az azon lévő létesítményeknek a kárelhárítási tevékenységek ideje alatt is el kell-e látni eredeti funkciójukat (pl. közút, vasút, repülőtér, gyárterület, raktár esetén), vagy időlegesen kivonhatók a használatból.

**A kárelhárítás szempontjából a (1) szennyezés terjedésének megakadályozása, vagyis lokalizálása, (2) a részleges mentesítés, pl. az olajfázis (olajlencse) kitermelése és deponálása, valamint (3) a terület teljes kármentesítése lehet a cél. Ebből adódóan a technológiai lehetőségek is különbözőek.**

### 7.3.1. Lokalizációs eljárások

#### 7.3.1.1 Felszíni takarás

A felszíni takarást akkor alkalmazzuk, ha a gravitáció hatására a lassan lefelé húzódó olajtest leszivárgó vízzel való érintkezését meg akarjuk akadályozni, vagy ki akarjuk zárni. A felszíni takarás abban az esetben is megoldást jelent, ha az olajtest lehúzódnása, illetve eltávolítása után ki akarjuk zárni a lefelé szivárgó csapadékvíz hatására mobilizálódó oldható olaj komponensek elmozdulását a talajvíz irányába.

A felszíni takarás legegyszerűbb módja a műanyag fólia vagy műanyag lap alkalmazása. Ez azonban csak rövid távú megoldás lehet. Szerencsésebb és olcsóbb, ha a helyi adottságok lehetővé teszik az agyag vagy bentonit réteg alkalmazását. Esetenként az agyag vagy bentonit réteggel való lefedés végleges megoldás is lehet.

Ha a terület távlati hasznosítása betonnal való lefedést megengedi, dilatációs hézagok és vízmentes fugázás kialakításával beton fedés is alkalmazható. A felszíni takarás természetesen a geofólia, agyag, bentonit, és beton rétegek kombinációjával, vagyis több rétegű szigeteléssel is kivitelezhető. Ha a geológiai viszonyok olyanok, hogy az olajlencse megáll egy olajat át nem eresztő réteg felett, úgynevezett **szennyeződés alatti árnyékolási technika** alkalmazható. A technológia lényege az, hogy biztonsági okokból „talptömörítést” végzünk, vagyis gélt injektálunk a szennyeződés alá.

#### 7.3.1.2 Vertikális takarás

Vertikális takarást csak akkor alkalmazunk, ha a szennyeződés oldalirányú mozgását kell megakadályozni, vagy a szennyeződést körül kell határolni. A szennyeződést ilyenkor mesterséges falakkal izoláljuk, melyeket **merülőfalként** vagy a legalacsonyabb talajvízszint alá helyezünk el (kötényfal) vagy a "feküig" szádfalat vagy résfalat alakítunk ki (lásd. 39. ábra).

A vertikális leárnyékolás speciális fajtája a **hidraulikus gát**. Ez olyan kútsor, melynek depressziós görbéi összeérnek, és megakadályozzák az olaj és/vagy az olajos víz vándorlását. A kitermelt vizet minden esetben nyelőkutakba kell elhelyezni, illetve szivárgó árkokba szükséges visszatáplálni. A rendszer körbe egy szennyvíz tisztító és iktatható, mely a részleges olajmentesítést szolgálja.

A helyi viszonyoktól függően a kútsor által meghatározott szelvényben vízbesajtolással túlnyomást idézünk elő, és az így kialakított hidraulikus gáttal akadályozzuk meg a szennyezés továbbterjedését (lásd. 43. ábra).

### **7.3.2. Részleges mentesítés**

#### **Az olajfázis kitermelése**

Az olajfázis kitermeléséhez termelőként szükséges, mely működhet egyszivattyús rendszerben és u.n. fázisválasztó (pl. scavenger) szivattyús rendszerben. Az első esetben külön szeparátorról és fázisválasztó műtárgyról kell gondoskodni, míg a második a fázisválasztást is megoldja. A scavenger szivattyúról külön csövön távozik az olaj és a víz. Az olaj mindkét esetben elszállításra és újrahasznosításra kerül.

#### **A vizes fázis tisztítása**

A vizes fázis emulzió bontással és/vagy levegőztetéssel előtisztítható. Ezt követően a teljes dekontaminálás, mint műveleti elem következik, melyek lehetnek kemoszorpciós (aktívszén-szűrő) és bioszorpciós (biofilter) eljárások. A lehetőségek függvényében a maradék szennyezést tartalmazó vizes fázist hidrogén-peroxiddal enyhén oxidáljuk és tápanyagokkal dúsítva visszajuttatjuk a talajba, ahol megtörténik a biodegradáció.

#### **A gáz/gőz fázis kezelése**

Levegőztetés (strippelés) esetén a levegővel kihajtott gázt/gőzt adszorpciós, kemoszorpciós vagy bioszorpciós eljárásokkal kell kezelni.

#### **Az olajszármazékok teljes ártalmatlanítása**

Az olajfázis kitermelése és elszállítása után kerülhet sor a terület teljes kármentesítésére.

#### **Deponálás**

A veszélyes hulladéklerakóba való szállítás rövid távú előnye, hogy gyors és problémamentes megoldás. Hátránya, hogy csak a probléma elodázását jelenti. Ez megoldás az emelkedő lerakási díjak miatt is megfontolandó.

#### **Égetés**

Az égetés speciálisan kialakított égető berendezésekben gyakorlatilag minden kőolaj származékra alkalmazható. Előnye, hogy az ártalmatlanítás gyorsan kivitelezhető. Hátránya, hogy a képződött gázokat tisztítani kell, továbbá egy esetleges üzemzavar irreverzibilis folyamatokat indíthat el. A tervezésnél figyelembe veendő az engedélyeztetési eljárás időigénye, a magas üzemeltetési költségek, továbbá a lakossági ellenállás valószínűsége.

#### **Termikus kezelés**

A termikus kezelés minden kőolaj származék megsemmisítésére használható. A szigorú tűzrendészeti eljárások betartása miatt a technológiai költség igény magas, de nem időigényes eljárás. A képződött gázok további hasznosítása megoldható.

## Talajmosás

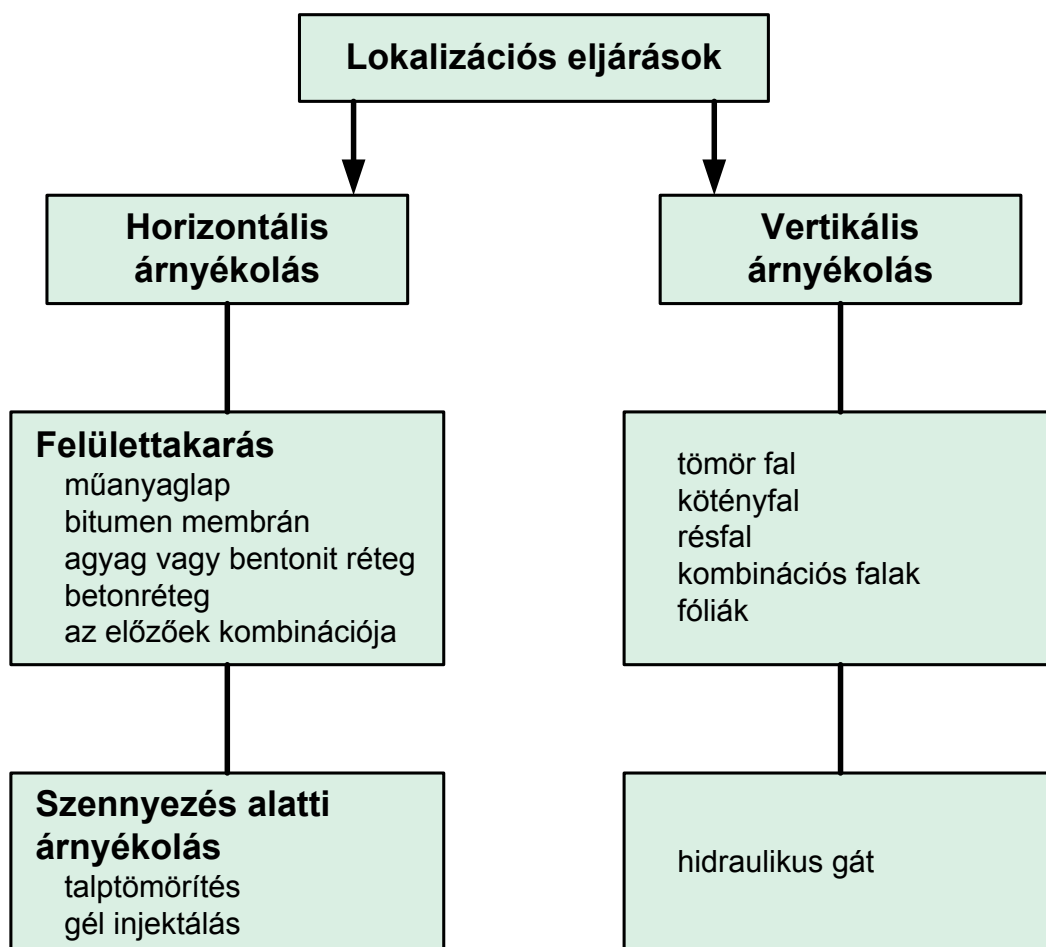
A talajmosás elterjedten alkalmazott technológia az olajos szennyeződések eltávolítására, mivel egyszerű eljárás, és a költségek is kedvezőek. Hátránya az, hogy csak a könnyen kioldható frakciókra alkalmas, továbbá a mosóvizet tisztítani kell.

## Biodegradáció

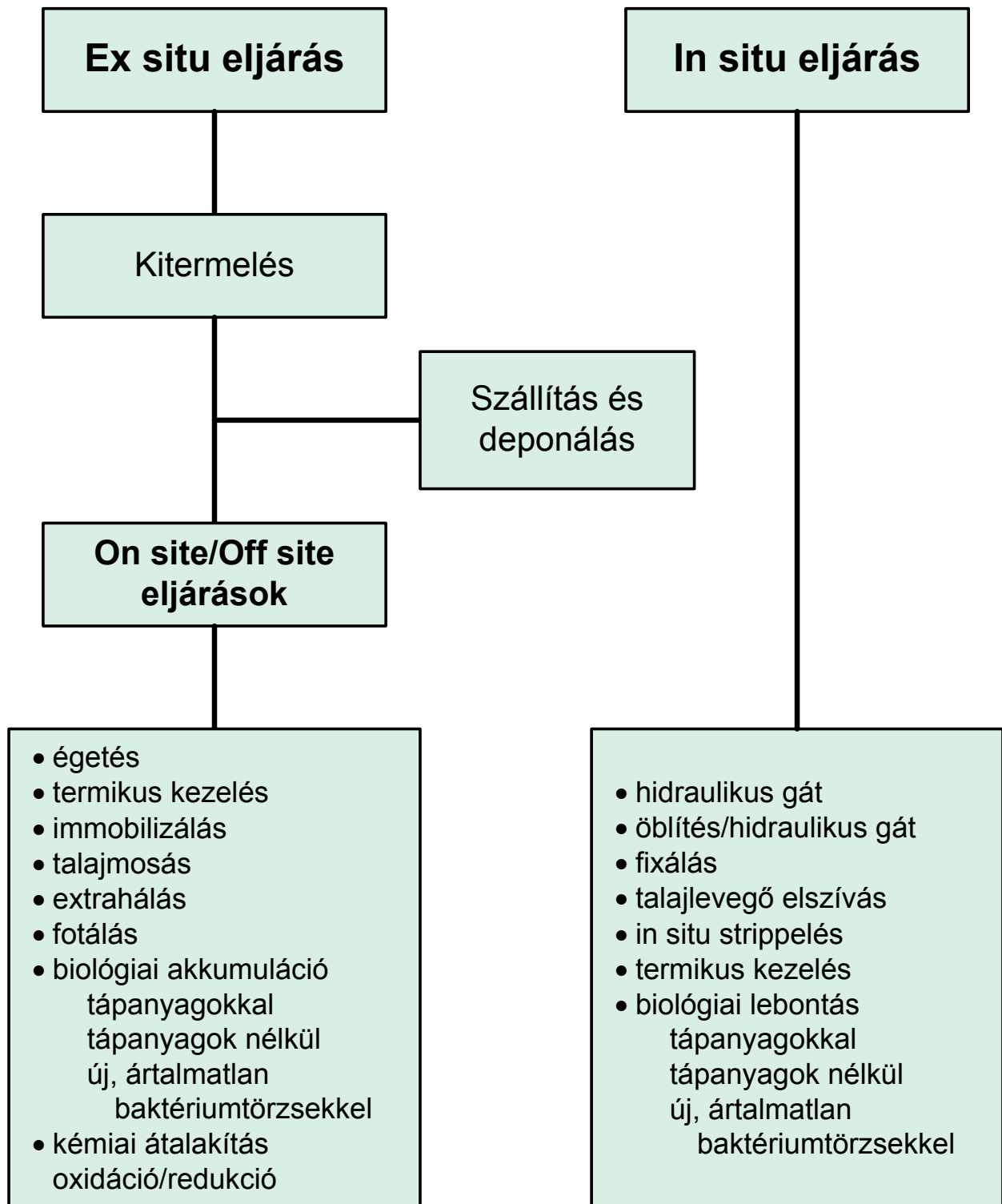
Az olajszennyezők biológia úton történő lebontása időigényes, de költség takarékos megoldás. Kedvező, hogy a talaj visszakerül a természetes körforgásba, de az alkalmazott mikroorganizmusok tekintetében szigorú bakteriológiai elővizsgálatokat kell végezni.

Az olajszennyezések megszüntetésére használatos technológiákat az 64. ábra és az 65. ábra foglalják össze.

A talaj az egyik legfontosabb környezeti elem. Elszennyeződése a felszíni és felszín alatti vizeket, az ökoszisztéma egyensúlyát veszélyezteti, a bioszférában maradandó negatív károsodásokat okozhat. **Ezért a talaj védelme és termőképességének megőrzése elsőrendű környezetvédelmi feladat.** A termőtalajok pusztulása sajnos, világméretű jelenség. A technokrata civilizáció szomorú növekedési kényszert diktál a műszaki megoldásokon alapuló kárelhárítási technológiákra, mind volumenében, mind műszaki megoldásaiban, de környezetvédelmi szempontból a szennyezések drasztikus csökkentése lenne kívánatos.



64. ábra Olajszennyezések lokalizálását célzó eljárások



65. ábra Olajkárók elhárítására használatos technológiák

## 8. TALAJSZENNYEZETTSÉGI SZÁMÍTÁSI FELADATOK

### 1. feladat

Egy  $A=40000 \text{ m}^2$  területű,  $D=12 \text{ m}$  mélységű kommunális hulladéklerakóban  $F_{\text{CH}_4}=0,5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{év})$  metán termelődik  $25^\circ\text{C}$ -on, 1 atm nyomáson. A csurgalékvíz aktív anaerób biomassza (COD) koncentrációja  $c_{\text{COD}}=25000 \text{ mg/l}$ . Megállapították, hogy a kinyert csurgalékvízben jelenlevő aktív anaerób biomassza 20%-a alakul metánná. 1 kg biomassza azonos  $0,38 \text{ m}^3$  metán termeléssel. A területen az éves csapadékmennyiség  $Q_1=0,7 \text{ m/év}$ , emellett a párolgás üteme  $Q_2=0,4 \text{ m/év}$ . Feltételezhetjük, hogy a párolgás nem függ a csurgalékvíz újrahasznosításától valamint azt, hogy az összes csurgalékvizet összegyűjtik a lerakó alján.

1. Mennyi csurgalékvíz keletkezik a hulladéklerakón egy év alatt?
2. Mennyi metán termelődik összesen egy év alatt? (figyelembe véve, hogy az összegyűjtött csurgalékvíz mellett a hulladéklerakón is keletkezik metán)?
3. Mi a hulladék átlagos biomassza koncentrációja,  $X$  (kg COD/ $\text{m}^3$ ), ha az aktivitás  $r_{\text{X, CH}_4}=70 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/(\text{kg COD} \cdot \text{év})$ ?

### Megoldás

1.  $A \cdot (Q_1 - Q_2) = 12\,000 \text{ m}^3/\text{év}$

2. csurgalékvízből:  $A \cdot (Q_1 - Q_2) \cdot c_{\text{COD}} \cdot 0,2 \cdot 0,38 = 22\,800 \text{ m}^3/\text{év}$

hulladékból:  $F_{\text{CH}_4} \cdot A = 20\,000 \text{ m}^3/\text{év}$

összesen:  $42\,800 \text{ m}^3/\text{év}$

3.  $V_{\text{CH}_4} = X \cdot V_{\text{hull}} \cdot r_{\text{XCH}_4}$

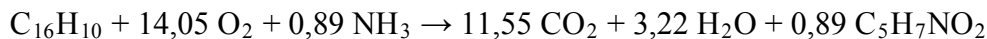
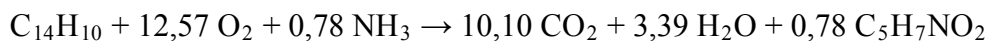
$X = 0,001274 \text{ kg COD}/\text{m}^3$

## 2. feladat

Egy kármentesítő vállalat 10 t talajt egy év alatt szeretne megtisztítani 86 mg fenantrén/kg talaj és 47 mg pirén/kg talaj szennyeződéstől. A talajt szakaszos betáplálású reaktorban szuszpenziós eljárással tisztítják. A reaktor mérete  $4 \text{ m}^3$ . A talaj sűrűsége  $1,5 \text{ t/m}^3$ , porozitása  $n=0,5$ . A reaktorban levő baktérium  $\text{NH}_3$ -t használ N forrásként, mely a tisztítóvízhez van adagolva. Mindkét szennyező tisztító baktérium hozama  $0,5 \text{ g biomassza/g PAH}$ , és a PAH-ok Monod-féle telítődési állandója  $K_s=0,2 \text{ mg PAH/l}$ . A PAH-ok teljes keveredését feltételezzük a szuszpenzióban A nagy arányú redukció elérése érdekében további biomasszát adnak a tisztító víz  $\frac{1}{4}$ -éhez  $10^7$  baktérium/ml koncentrációban. 1 baktérium  $10^{-12}$  g tömegű és  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$  összetétellel jellemezhetőek.

1. Milyen elektron akceptort kell használni?

2. Mennyi vizet kell a reaktorba adagolni, hogy a megfelelő mennyiségű elektron akceptor legyen jelen? (az elektron akceptor oldhatósága  $20^\circ\text{C}$ -n  $10 \text{ mg/l}$ -nek vehető)



3. Mennyi  $\text{NH}_3$ -t kell adagolni a sztöchiometrikus arány eléréséhez, hogy elkerüljék a tápanyag limitációt? A fajlagos növekedési ráta  $k_m=0,2 \text{ d}^{-1}$

4. Be lehet-e fejezni a talaj tisztítását 1 év alatt? Feltételezzük, hogy a kezdeti redukciós ráta  $\left(\frac{dS}{dt}\right)$  állandó az eljárás során.

5. Mit lehet csinálni a redukciós ráta növelése érdekében?

## Megoldás

1.  $\text{O}_2$

2. pirén  $\text{O}_2$  fogyasztása:  $\frac{47}{202} \cdot 14,05 \cdot 32 = 104,61 \text{ mg O}_2$

$$\text{fenantrén } O_2 \text{ fogyasztása: } \frac{86}{178} \cdot 12,57 \cdot 32 = 194,34 \text{ mg } O_2$$

összesen: 298,95 mg  $O_2$  / kg talaj=29,895 Lvíz / kg talaj=44,84 L víz / L talaj

$$3. \frac{0,78 \text{ mól } NH_3 \cdot 17 \text{ g / mól}}{178 \text{ g / mól}} = 0,0745 \text{ mg } NH_3 / \text{mg fenantrén}$$

$$\frac{0,89 \text{ mól } NH_3 \cdot 17 \text{ g / mól}}{202 \text{ g / mól}} = 0,075 \text{ mg } NH_3 / \text{mg pirén}$$

Szuszpenzióban a szennyező koncentráció:

$$\frac{86 \text{ mg / kg talaj} \cdot 1,5 \text{ kg / dm}^3}{44,84} = 2,87 \text{ mg fenantrén / L}$$

$$\frac{47 \text{ mg / kg talaj} \cdot 1,5 \text{ kg / dm}^3}{44,84} = 1,57 \text{ mg pirén / L}$$

Ebből:

$$(2,87 \cdot 0,0745 + 1,57 \cdot 0,075) \cdot \frac{45,84}{44,84} = 0,32 \text{ mg } NH_3 / L$$

$$4. \text{ A Monod kinetika alapján: } R = \frac{dx}{dt} = \mu \cdot x = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X = \frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y_{X/S}} \cdot \frac{dx}{dt}$$

$$\text{ha } S \gg K_s, \text{ akkor } \frac{dS}{dt} = R = \mu \cdot x$$

$$\square \neq 0,2 \text{ d}^{-1}$$

$$S = 2,87 + 1,57 = 4,44 \text{ mg / L szuszp.}$$

$$K_s = 0,2 \text{ mg PAH / L szuszp.}$$

$$x = \frac{10^7 \cdot 10^{-12}}{4} = 2,5 \text{ mg / l a tisztító vízben, és } \frac{44,84}{45,84} \cdot 2,5 = 2,45 \text{ mg / l a szuszpenzióban.}$$

$$R = \square x = 0,49 \text{ mg / L szuszp. d}$$

$$\int \frac{dS}{dt} dt = \int 0,49 dt \Rightarrow S = 0,49 \text{ t}$$

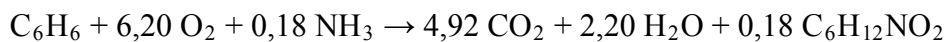
$$t = 8,94 \text{ d 1 reaktorban, azaz } 5,365 \text{ t talaj / év}$$

5. hőmérséklet növelés, biomassa koncentráció növelés, reaktor térfogat növelés, újabb reaktor



### 3. feladat

Benzollal szennyezett talajvizet biológiai oxidációval szakaszos betáplálású reaktorban tisztítanak. A talajvíz benzol koncentrációja 200  $\square$ g/l, melyet ozmózisos membránon vezetnek át, melyen 10-szeres koncentrációra töményítik. A reaktor térfogata 100 l, melyben a mikroorganizmusok  $C_6H_{12}NO_2$  átlagos összetétellel jellemezhetők. A mikroorganizmusok hozama 0,3 g mikroorganizmus/g benzol. A lebontást addig kell végezni, míg a benzol koncentráció 50  $\square$ g/l-sökken, mely a hatóságilag megengedett koncentráció. A mikroorganizmusok N forrása  $NH_3$ . A reaktorban a reakció egyenlete:

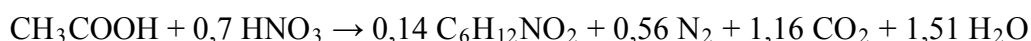


1. Mi a biomassa koncentrációja a reaktorban és mennyi  $NH_3$ -t kell adagolni a tápanyag limitáció elkerülése érdekében?

2. Elégedetlenség miatt úgy döntöttek, hogy in-situ technológiával tisztítják a talajvizet. Így anaerób körülmények között  $O_2$  nem lehet tovább elektron akceptor,  $NO_3^-$ -t használnak erre a célra. A reaktorral 2 év alatt a benzol koncentráció felére tudták tisztítani a talajvizet, melyet in-situ eljárással tisztítanak tovább. A  $K_d$  megoszlási hányados 0,9. A 4000  $m^2$  területen 2 m mélységig tisztítanak, ahol a talaj porozitása 0,5. Mennyi  $NO_3^-$ -t kell adagolni a talajhoz, hogy a maradék benzolt teljesen eloxidálják? Minden  $NO_3^-$   $N_2$ -ként távozik és csak az  $NO_3^-$  szolgál N forrásként.



3. Rájöttek, hogy hatékonyabb tisztítást tudnak elérni, ha ecetsavat is adnak a rendszerhez primer szubsztrátként. Összehasonlítva a korábbiakkal, az enzim négyszer gyorsabban bontja az ecetsavat, mint a benzolt. A növekedési ráta 0,3 g biomassa/g ecetsav. Mennyi többlet  $NO_3^-$ -N-t kell adagolni a hatékonyabb acetáthoz?



### Megoldás

1. A biomassa koncentrációja:

$$X = 1,95 \text{ mg/l} * 0,3 = ,585 \text{ mg biomassa/l}$$

A szükséges ammónia hozzáadása:

$$\frac{0,585 \cdot 17}{130} \text{ mg NH}_3/\text{l} = 0,077 \text{ mg NH}_3/\text{l}$$

2. Feltesszük, hogy a tisztítás úgy zajlik, hogy a vízszint a talajszinten van, így a víz mennyisége:

$$4000 \text{ m}^2 * 2 \text{ m} * 0,5 = 4000 \text{ m}^3, \text{ melyben a benzol mennyisége: } 0,5 * 200 \text{ mg/l} * 4000 \text{ m}^3 = 400 \text{ g}$$

A becsült sűrűsége a talajnak: 2,5 kg/l

A talajon levő benzol mennyisége:  $2,5 * 0,9 * 400 \text{ g} = 900 \text{ g}$ , így összesen 1300 g benzol van a tisztítandó talajban.

A szükséges  $\text{NO}_3^-$  mennyiség:  $4,84 * 1300 * (14/78) = 1130 \text{ g NO}_3^-$

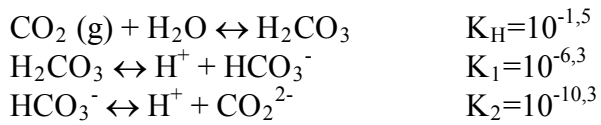
3. 78 g benzolhoz  $4 * 60 \text{ g}$  ecetsavat kell adni, ami  $1300 * (240/78) = 4000 \text{ g}$  ecetsavat jelent.

Az ecetsav nitráttal történő bontásának reakcióegyenlete a feladatban megtalálható. Az ecetsav miatt a rendszerhez adandó  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ :  $7 * 4000 * (14/60) = 653 \text{ g NO}_3^- - \text{N}$

Így a teljes hozzáadandó nitrát mennyiség:  $1130 + 653 = 1783 \text{ g NO}_3^- - \text{N}$

#### 4. feladat

Ha az esővíz pH-ját csak a levegőben levő  $\text{CO}_2$  határozná meg, akkor mennyi lenne az?



#### Megoldás

Az elektronneutralitás elve alapján

$[\text{H}^+] = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-]$ , melyben az utóbbi két tag elhanyagolható semleges, illetve savas pH tartományban

$$K_H = \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3]}{p_{\text{CO}_2}} \text{ és } K_1 = \frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]}$$

$$K_H K_1 = 10^{-7,8} = \frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{p_{\text{CO}_2}}$$

$$[\text{H}^+] = \sqrt{10^{-7,8} \cdot p_{\text{CO}_2}}, \quad (p_{\text{CO}_2} = 10^{-3,5} \text{ atm})$$

$$\text{pH} = 5,65$$

## 5. feladat

Mennyi a talajvíz TIC tartalma, ha az oldatban 10 mmol/l koncentrációban NaCl van jelen, és a levegő CO<sub>2</sub> koncentrációja P<sub>CO<sub>2</sub></sub>=0,01 atm, pH=7?

### Megoldás

Az egyensúlyi állandók definíciójából következik, hogy

$$\lg[\text{H}_2\text{CO}_3] = -1,5 + \lg p_{\text{CO}_2} \Rightarrow [\text{H}_2\text{CO}_3] = 10^{-3,5} \text{ mol/l NaCl hozzáadás nélkül}$$

$$\lg[\text{HCO}_3^-] = -6,3 + \lg[\text{H}_2\text{CO}_3] + \text{pH} \Rightarrow [\text{HCO}_3^-] = 10^{-2,8} \text{ mol/l NaCl hozzáadás nélkül}$$

$$\lg[\text{CO}_3^{2-}] = -16,6 + \lg[\text{H}_2\text{CO}_3] + 2\text{pH} \Rightarrow [\text{CO}_3^{2-}] = 10^{-6,1} \text{ mol/l NaCl hozzáadás nélkül}$$

Debye-Hückel egyenlet alapján az ionerősség

$$I = \frac{1}{2} \cdot \sum m_i z_i^2$$

ahol

$m$  a mol/l-ben kifejezett koncentráció

$z$  a töltés értéke

az aktivitási koefficiens és az ionerősség közötti kapcsolatot az alábbi egyenlet teremti meg

$$\lg \gamma_i = -A \cdot z_i^2 \left( \frac{\sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - 0,3 \cdot I \right)$$

ahol

$A$  hőmérséklet függő konstans (0°C-n 0,4883, 25°C-n 0,5085, 35°C-n 0,5175, 50°C-n 0,5319)

$z$  a töltés értéke

$I$  az ionerősség

$\gamma_i$  az  $i$ . töltésértékű ion aktivitási koefficiense

$a_i = \gamma_i m_i$  egyenletből  $m_i = \frac{a_i}{\gamma_i}$ , ahol  $a_i$  az aktivitása az  $i$ . anyagnak, egyenértékű a NaCl

nélkül kiszámolt koncentrációval egyenértékű.

Az egyenletek alapján az alábbi értékeket kapjuk:

$\gamma_{\text{H}_2\text{O}} = 1$  a neutrális elemek esetén

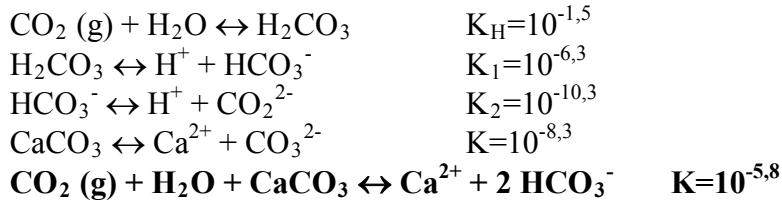
$\alpha_1 = 0,9$  az egyszeresen töltött ionok esetén

$\alpha_2 = 0,6625$  a kétszeresen töltött ionok esetén

Innen a végeredmény:  $10^{-3,5} + 10^{-2,8} / 0,9 + 10^{-6,1} / 0,6625 = 10^{-2,68}$ , azaz növeli a talajvízben oldott TIC tartalmat a NaCl hozzáadása. Karsztos területen az utak sózása a karbonátos kőzet oldódását elősegíti.

## 6. feladat

Karsztos területen egy talajvíz oldatban 2 mmol/l Ca koncentrációt mértek. A kalcit oldódási egyensúlyi reakció alapján mennyi a talajvíz feletti levegő CO<sub>2</sub> koncentrációja atm-ban kifejezve?



## Megoldás

Az egyesített egyensúlyi reakció egyenlet alapján felírva az egyensúlyi állandót

$$\frac{[\text{Ca}^{2+}][\text{HCO}_3^-]}{p_{\text{CO}_2}} = 10^{-5,8}, \text{ az elektronneutralitás elve alapján}$$

$2[\text{Ca}^{2+}] + [\text{H}^+] = [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$ , melyből semleges pH-n elhanyagolható a  $[\text{H}^+]$ ,  $[\text{OH}^-]$  és a  $[\text{CO}_3^{2-}]$ , így adódik, hogy  $2[\text{Ca}^{2+}] = [\text{HCO}_3^-]$ ,

$$\text{melyből } [\text{Ca}^{2+}] = \sqrt[3]{\frac{10^{-5,8} \cdot p_{\text{CO}_2}}{4}}$$

Innen a végeredmény az egyenlet átrendezésével

$$p_{\text{CO}_2} = 0,0202 \text{ atm}$$

### **7. feladat**

Karsztos területen a talajvízben mennyi a  $\text{Ca}^{2+}$  koncentráció 0,01 atm  $\text{CO}_2$  koncentráció esetén?

### **Megoldás**

Az előző feladatban levezett egyenlet segítségével

$$[\text{Ca}^{2+}] = 1,582 \text{ mmol/l}$$

### 8. feladat

Számolja ki a  $\text{CO}_3^{2-}$  különböző formáinak a mennyiségét, ha  $P_{\text{CO}_2}=10^{-2}$  atm,  $\text{pH}=6$ .

### Megoldás

Az 5. feladatban levezetett egyenletek alapján

$$\lg[\text{H}_2\text{CO}_3] = -1,5 + \lg p_{\text{CO}_2} \Rightarrow [\text{H}_2\text{CO}_3] = 10^{-3,5} \text{ mol/l}$$

$$\lg[\text{HCO}_3^-] = -6,3 + \lg[\text{H}_2\text{CO}_3] + \text{pH} \Rightarrow [\text{HCO}_3^-] = 10^{-3,8} \text{ mol/l}$$

$$\lg[\text{CO}_3^{2-}] = -16,6 + \lg[\text{H}_2\text{CO}_3] + 2\text{pH} \Rightarrow [\text{CO}_3^{2-}] = 10^{-8,1} \text{ mol/l}$$



## 9. IRODALOM

- Biró B. (1992): Nitrogénkötő, növényi növekedést serkentő *Azospirillum* baktériumok. *Agrokémia és Talajtan*, 41: 139-145.
- Biró B. (1998): A talajok biológiai állapotának hatása a talajminőség alakulására. *Gyakorlati Agrofórum*, (IX.) 11: 52-54.
- Biró B. (1998): A talajok biológiai állapotának hatása a talajminőség alakulására. *Gyakorlati Agrofórum*, 11: 52-54.
- Biró B. (1999): További tudnivalók a kommunális szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezéséről. Talajbiológiai következmények. *Gyakorlati Agrofórum*, (X.) 9: 4-6.
- Biró B. (2002): Talaj és rhizobiológiai eszközökkel a fenntartható növénytermesztés és környezetminőség szolgálatában. *Acta Agronomica Hungarica*, 50: 77-85.
- Biró B. (2005): A talaj mint a mikroszervezetek élettere. p. 141-173. In: *A talajok jelentősége a 21. században. Magyarország az ezredfordulón*. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. II. Az agrárium helyzete és jövője. (szerk: Stefanovits P, Michéli E.), MTA Társadalomkutató Központ, Budapest.
- Biró B. Varga G, Hartl W, Németh T. (2005): Soil quality and nitrate percolation as affected by the horticultural and arable field conditions of organic and conventional agriculture. *Acta Agricult. Scandinav.*, Sect. B - *Soil and Plant Sciences*, 55: 111-119
- Biró B., Szegi J. (1994): A talajszennyezettség problémái és helyreállítási lehetőségek Magyarországon (angolul). *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 5: 483-488.
- FAO Guidelines for Soil Description. 4th Edition, 2006. FAO, Rome.  
<http://www.kornyezetunk.hu> letölthető anyagai
- IUSS Working Group WRB. Michéli E., P. Schad, O. Spaargaren, F. Nachtergaele, D. Dent (eds) 2006: World reference base for soil resources 2006.  
2nd edition. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.  
ISBN 92-5-105511-4
- J.S. Berkey, T.E. Lachmar, W.J. Doucette, R.R. Dupont: Tracer studies for evaluation of in situ air sparging and in-well aeration system performance at a gasoline-contaminated site; *Journal of Hazardous Materials*, Volume 98, Issues 1-3 , 17 March 2003, (Pg 127-144)
- Josepovits Gy., Biró B., Jakab J., Kecskés M. (1980): Az aziprotrin herbicid lebontása a tarka koronafűrt gyökérgümőiből izolált nitrogén-kötő *Rhizobium* baktériumokkal (angolul). *Rhizobium Newsletter*, 25: 151-152.
- M.C. Place, C.T. Coonfare, A.S.C. Chen, R.E. Hoeppel, S.H. Rosansky: Principles and Practices of Bioslurping, Battelle Press, Columbus, Ohio (43201-2693), (pg.41-72)
- Micheli E. A FAO Talajosztályozási rendszere In: Stefanovits Pál, Filep György, Füleky György: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1999. (456-469).
- Molnár E., Szabó M., Szabó J., Szabó P., Biró B. (1999): Az Észak-Európai talajok szennyezettsége. A talajremediáció lehetősége és technikái (angolul). In: Proc. of UNIDO Training Course, Sofia, Bulgaria

Ötvös Károly; dr. Gruiz K., dr. Balázsházy L.: Kármentesítési Füzetek 4., Határértékek, határérték rendszerek az Országos Környezeti Kármentesítési Programban KVVM., Budapest, (ISBN: 963 03 6540 5)

Puzder T., Dr. Csáki F., Dr. Gruiz K., Dr. Horváth Zs., Márton T., Sajgó Zs.: Kármentesítési Kézikönyv 4, Kármentesítési technológiák KVVM., Budapest, (ISBN: 963 03 4604 4)

Stefanovits Pál, Filep György, Füleky György: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1999. (456-469). Stefanovits, P. 1971. Magyarország talajai. Akadémiai Kiadó, Budapest

Szabóné Kele Gabriella (1997): Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer, Növénytermesztési és környezeti adatforrások. Tantárgyi Forgatókönyv 31-42 p.

Szegi J. (1974): A környezetvédelem néhány talajmikrobiológiai problémája. Agrártudományi Közlemények, p. 564-565.

Várallyay, Gy., 2003. A talaj környezeti érzékenységének értékelése. Tájökológiai Lapok. 1. (1) 45–62.

W. J. Lyman, P. J. Reidy, B. Levy, Assessing UST Corrective Action Technology, A scientific Evaluation of the Mobility and Degradability of Organic Contaminants in Subsurface Environments, US EPA, Ohio, (No. 68-03-3409)

Yong, R.N., A.M.O. Mohamed and B.P.Warkentin: Principles of Contaminant Transport in Soils, Elsevier, Amsterdam, 1992.

## 10. ÁBRAJEGYZÉK

1. ábra Az $[\text{SiO}_4]$ tetraéderek kapcsolódásai (a központi $\text{Si}^{4+}$ feltüntetése nélkül) és a főbb szilikát osztályok (KLEIN és HURLBUT, 1985, módosítva). .....	27
2. ábra a) koordinációs tetraéder; b) a síkhálóba kapcsolódó tetraéderek részlete felül- és oldalnézetben, a távolságok pm-ben feltüntetve (NEMECZ, 1973); c) tetraéder és tetraédes réteg hexagonális elrendezésben ábrázolva (GRIM F. E., 1953 módosítva). .....	28
3. ábra a) Az oktaédes koordináció (Al—O távolság 189 pm; két szomszédos oxigén távolsága 267 pm); b) $\text{Al}(\text{O},\text{OH})_6$ -oktaéder felülnézetben (NEMECZ, 1973); c) oktaéder és oktaédes réteg perspektivikus ábrázolása (GRIM F. E., 1953 módosítva). .....	29
4. ábra Trioktaédes brucit (A) és dioktaédes gibbsit (B) réteg részlete az elemi cellával (vonalkázott téglalap) feltüntetve (KLEIN és HURLBUT, 1985, módosítva). .....	30
5. ábra A filloszilikátok szerkezeti rétegei kapcsolódásának alaptípusai oldalnézetben (NEMECZ, 1973 módosítva): 1) TO kettős réteg; 2) kiegyenlített 2a) TOT, 2b) $\text{TOT}_i\text{C}$ , 2c) TOTI réteggkomplexum; 3) TOTO réteggkomplexum. ....	31
6. ábra A kaolinit réteges szerkezetének vázlata (gruner 1932 nyomán in: grim r. e., 1953 módosítva). 1) Az $[\text{Si}_2\text{O}_5]_n$ —réteg lefelé néző csúcsú $[\text{SiO}_4]^{4-}$ tetraéderei. 2) Az oktaédes gibbsit-réteg $\text{O}^{2-}$ és $\text{OH}^-$ ionokkal körülvevő $\text{Al}^{3+}$ ionjai. 3) A következő kettős réteg oktaéder-rétegének részletei. ....	32
7. ábra A muszkovit felépítésének sematikus ábrázolása (KLEIN és HURLBUT, 1985, módosítva). ....	35
8. ábra Az amorf $\text{SiO}_2$ és $\text{Al}(\text{OH})_3$ oldhatósága a pH függvényében (krauskopf, 1956; wey r., siffert b. 1961 nyomán). ....	37
9. ábra Humuszanyagok képződése a valószínű prekursorokból Flaig (1975) szerint az árnyékolt mezőben lévő kiegészítéssel. ....	44
10. ábra Egy huminsav molekula szerkezet két- és háromdimenziós ábrázolása. Schulten és Schnitzer (1997) javaslata. ....	46
11. ábra A szerves-ásványi komplex felépítésének sémája, M (metal) – fémion, pl. $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Al}^{3+}$ . ....	50
12. ábra A talajszemcsék és a talajoldat közötti kölcsönhatás hálózat szemléltetése. ....	52
13. ábra Tápelem pufferkapacitás .....	64
14. ábra A talaj tápelem szolgáltatásának folyamatai .....	67
15. ábra A tápelemek mozgása a talajban a gyökér felszínéhez.....	68
16. ábra A makroelemek mozgékonyága a talajban .....	69
17. ábra Nitrogén körforgalom a talajban .....	71
18. ábra Fizikai talajféleség meghatározása a mechanikai elemzés eredményei alapján .....	74
19. ábra Szemcseösszetételi típusok .....	75
20. ábra A talaj morfológiai szerkezete .....	75
21. ábra A vízmolekulákra ható erők a kapillárisokban .....	77
22. ábra A pF görbéről leolvasható adatok (Búzás nyomán).....	78
23. ábra Talaj-növény-mikroba rendszerekre ható környezeti tényezők és a tényezők közötti összefüggések.....	82
24. ábra A hidrolítos savanyúság ( $\gamma_1$ ) meghatározása .....	120
25. ábra A kicserélődési savanyúság ( $\gamma_2$ ) meghatározása .....	121
26. ábra A nitrát-N-koncentráció változása a talajban.....	160
27. ábra A hidrodinamikai diszperziót előidéző jelenségek elvi vázlata .....	198
28. ábra A mechanikai diszperzió kialakulása a szivárgási tényező függvényében.....	199
29. ábra A domináns transzport folyamat alakulása a szivárgási sebesség függvényében. ....	199
30. ábra Néhány környezet szennyező anyag Henry állandója. ....	202
31. ábra Üzemanyag szennyezés terjedés modellezése az idő függvényében, valós talajviszonyok között... ..	203
32. ábra A szennyezés transzportját meghatározó részfolyamatok, homogén közegben való vándorlás esetén. ....	204
33. ábra A felszín alatti vizek szennyező forrásai .....	210
34. ábra A hulladéklerakó alatti talajvízdomb a szennyezők kilúgzását és a mélyebb rétegekbe történő szivárgását okozza.....	211
35. ábra A szabálytalanul kialakított hulladék lerakóból kimosódott anyagok elszennyezik a vízáadó réteget .....	212
36. ábra Elhagyott kavicsbányában kialakított hulladéklerakó agyagrétegen.....	212

37. ábra A hulladéklerakóból kialakult szennyezőanyag csóva homoktalajon .....	213
38. ábra Házi szennyvíz elhelyezés szennyező hatása .....	214
39. ábra A talajvíz szennyezésének mérséklése kutak vagy felfogó árkok alkalmazásával.....	218
40. ábra A szennyezett talajvíz izolálása és eltávolítása a talajvízszint süllyesztésével és emelésével .....	218
41. ábra A szennyezett talajvíz izolálása szádfalakkal.....	219
42. ábra Tipikus figyelő vagy mintavevő kút sematikus rajza. ....	223
43. ábra A szennyezett talajokkal kapcsolatos teendők a hatályos környezetvédelmi előírások szerint. ....	225
44. ábra Alacsony mobilitású szennyezés lehatárolása fallal, vagy porózus közeg hordozón kialakított adszorberrel, vagy a hordozóra telepített mikroorganizmusok segítségével .....	227
45. ábra Illékony szénhidrogének eltávolítása talajból, átlevégőztetéssel.....	228
46. ábra Védőkutas talajvíz kitermelés.....	230
47. ábra Talajok kezelése vitrifikációval .....	232
48. ábra Vitrifikáció elektromos áram segítségével. ....	233
49. ábra Talajok ex situ vagy in situ kezelése fémek és szerves ionok eltávolítására talajból, talajvízből vagy ivóvízből.....	235
50. ábra Szerves szennyezők lebontása UV fény segítségével.....	235
51. ábra Depónia kialakítása off site biodegradációs célokra. ....	237
52. ábra Dréncövetett depónia sematikus ábrája. (Az elszívott talajlevegő külön kezelést igényel.) .....	237
53. ábra Intenzifikált bioremediációs eljárás elvi vázlata.....	238
54. ábra Fitoremediációs eljárás elvi vázlata. ....	239
55. ábra Élő vizekben az olajszenyezések hatására végbemenő folyamatok. ....	249
56. ábra Az olajtest alakja egynemű talajban .....	252
57. ábra Olajtest alakja különböző áteresztőképességű talajban .....	253
58. ábra Az olajtest elhelyezkedése ha olajat át nem áteresztő talajrétegez ér.....	253
59. ábra A szivárgó olajtest eléri a talajvízszintet .....	254
60. ábra Olajtest elhelyezkedése változó talajvízszint esetén.....	254
61. ábra Az olajtestből kioldódó olaj útja .....	255
62. ábra Oldott olaj mozgása a talajvíz áramlás irányába .....	256
63. ábra Az olajpárna hatása .....	256
64. ábra Olajszenyezések lokalizálását célzó eljárások .....	260
65. ábra Olajkárok elhárítására használatos technológiák.....	261

## 11. TÁBLÁZATJEGYZÉK

1. táblázat Hazánk talajosztályozási rendszerének fő típusai, típusai és altípusai .....	20
2. táblázat A WRB talajosztályozás (2006) nagy talaj csoportjai (Soil Reference Groups) a képződésüket leginkább meghatározó tényezők szerint .....	23
3. táblázat Az uralkodó elemek gyakorisága a földkéregben, tömegszázalékban (SZÁDECZKY-KARDOSS E., 1955; MASON-MOORE, 1982) .....	24
4. táblázat A Föld külső 16 km-es kéregrész uralkodó ásványai (GRASSELLY GY., 1966) .....	25
5. táblázat Humuszanyagok általános tulajdonságait .....	49
6. táblázat A talajok élő alkotórészének, a talajbiotának a felosztása, főbb csoportjaik és tevékenységük ....	82
7. táblázat A mikroorganizmusok összes mennyisége néhány talajtípusban* .....	84
8. táblázat Mikroorganizmusok mennyisége 1 gramm talajban (száraz anyagra vonatkoztatva) .....	85
9. táblázat A talajbiota mennyiségét és működőképességét befolyásoló tényezők és azok kölcsönhatásai, valamint vizsgálati lehetőségek .....	86
10. táblázat A talajminőség kialakulásához hozzájáruló lepusztító (degradációs) és felépítő, megőrző (konzervációs) folyamatok összessége (Biró, 1998) .....	89
11. táblázat A talajban található élőlényeknek, az edafonnak az összetétele általában .....	89
12. táblázat A talajok fizikai minőségének tapasztalati meghatározása .....	99
13. táblázat A talaj fizikai féleségére utaló vizsgálatok .....	104
14. táblázat Az Atterberg-féle szemcsefrakció beosztás .....	105
15. táblázat A talaj részecskékre vonatkozó esési idők .....	106
16. táblázat Talajok kémhatás szerinti osztályozása .....	117
17. táblázat Mezőgazdaságban és erdészetben használt jelölésmódok a talajon karbonát tartalmára .....	118
18. táblázat Néhány talajtípus adszorpciós viszonyainak átlagos adatait .....	124
19. táblázat Az egyes talajok AL-oldható foszfortartalma .....	131
20. táblázat Az egyes talajok AL-oldható káliumtartalma .....	131
21. táblázat A TIM országos törzs-mérőhálózatában meghatározásra kerülő talajtulajdonságok .....	170
22. táblázat A biológiai aktivitásra ellenőrzött mikroorganizmusok száma és típusai (Doelman, 1984). .....	181
23. táblázat A biotechnológiai célra használható mikrobák általános izolálási és tárolási módszerei .....	182
24. táblázat Néhány specifikus mikroorganizmus-típus izolálási módszere .....	182
25. táblázat Tipikus, gyors, táplemezes eljárások a mikrobiális anyagcseretermékek kimutatására .....	183
26. táblázat A legfontosabb talajszennyező források .....	186
27. táblázat A környezeti szempontból legveszélyesebb nehézfémek hatásait és viselkedését összefoglaló táblázat. ....	196
28. táblázat. Az effektív diffúziós állandó kifejezése, Shackelford és Daniel (1991) nyomán .....	198
29. táblázat A talaj remediálása előtt elvégzendő feladatok, sorrendben .....	224
30. táblázat Különböző szennyezők megszüntetésére alkalmazott technológiák összefoglaló táblázata. ....	240
31. táblázat Ex situ fizikai - kémiai eljárások .....	242
32. táblázat Ex situ hőkezelésen alapuló eljárások. ....	243
33. táblázat Ex situ biológiai eljárások .....	243
34. táblázat In situ fizikai - kémiai eljárások .....	244
35. táblázat In situ biológiai eljárások .....	245
36. táblázat Az elszívott gázok kezelése. ....	245
37. táblázat Talajvíz és mosófolyadék kezelése. ....	246
38. táblázat Az olajszennyezés hatására kialakuló úszó olajréteg néhány jellemzője .....	248
39. táblázat A kőolaj származékok vízdoldhatósága. ....	250