
A KÁMI NÁDGYÖKÉRTÉRI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ VIZSGÁLATA

- ÜZEMELTETÉSI TAPASZTALATOK MAGYARÁZATA -

- TALAJTANI VIZSGÁLATOK -

- FOSZFÁTMENTESÍTÉSI VIZSGÁLATOK -

Készítette: Sasvári Ágoston

Témavezető: Dr. Záray Gyula

2002.

Víz! Se ízed nincs, se színed, se zamatod,
nem lehet meghatározni téged,
megízlelnék, anélkül, hogy megismernének.
Nem szükséges vagy az életben:
maga az élet vagy.

Antoine de Saint-Exupéry

BEVEZETÉS

A szakdolgozati témám kapcsán vizsgált gyökértéri szennyvíztisztítás a természetközeli szennyvízkezelési módszerek egyik, hazánkban szinte ismeretlen, ám Európában igen elterjedt formája. Egyedül Németországban mintegy ötszáz ilyen elven működő telep üzemel - ezzel szemben Magyarországon összesen hét darab, melyből kettő tartozik a dolgozatban részletezett tisztítócsoportha, a felszín alatti átfolyású gyökértéri tisztítórendszerek közé. Kutatási témámnak ezek egyikét, a Kám településen üzemelő gyökerteres tisztítótelepet választottam.

Dolgozatomban áttekintem Magyarország jelenlegi szennyvízkezelését, az elmúlt években bekövetkezett változásokat és az EU-csatlakozáshoz szükséges teendőket. Ismertetem a szennyvíz kezelésének általános lépéseit, majd bemutatom a gyökértéri tisztítási módszer helyét a természetközeli tisztítási rendszerek között.

Mivel a vizsgált technológia Magyarországon igen szűk körben ismeretes, az elvárhatónál talán hosszabb elemzést adok róla, kitérve a tisztítási folyamat biokémiájára, hidrológiájára és talajtani aspektusaira.

Munkám során három vizsgálati területen végeztem munkát: elsőként a rendelkezésemre álló kémiai mérési eredmények segítségével minősítettem a tisztító területén üzemelő műtárgyakat, magyarázatot keresve a tisztítótelepen tapasztalt elégtelen tisztítási hatásokra. A nehézség okát a nem megfelelő mértékű foszfátmentesítésben és az alkalmazott talajnak erre a célra valószínűleg alkalmatlan anyagi minőségében.

Ennek megerősítésére talajtani vizsgálatot végeztem, hogy kiderítsem, okozhatja-e a talaj túlzott kötöttsége az alkalmazott technológia kelleténél alacsonyabb tisztítási hatásfokát, majd a geológia és a kolloidika eszközeivel próbáltam egy természetközeli módszert kidolgozni az elfolyó foszfáttartalom csökkentésére.

1., FELHASZNÁLT ALAPFOGALMAK, JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK

Szakdolgozati munkám jelen részében a felhasznált fogalmakat, jelöléseket, rövidítéseket ismertetem. Az alábbiakban olyan kifejezések nem kerülnek tárgyalásra, melyeket vagy munkám elkövetkező fejezeteiben részletekbe menően ismertetek, vagy pedig ismeretük egy átlagos, egyetemi szintű kémiai ismerettel rendelkező, ám a szakterületben járatlan olvasótól elvárható.

-A-

aerenchima:	laza szerkezetű, a levegőt vezető szövet a mocsári növények hajtásaiban
aerob:	a levegő oxigénjének jelenlétét igénylő (ált. élőlény)
agyag:	a 0,0064 mm alatti szemcseátmérőjű üledékszemcsék összefoglaló neve
ammónium-N:	→NH ₄ -N
ANA detergens:	<u>an</u> ion <u>aktív</u> detergens mennyisége mg/l-ben kifejezve
anaerob:	oxigéntartalmú környezetben fejlődésre, szaporodásra képtelen
aleurolit:	a 0,03 - 0,0064 mm közötti szemcseátmérővel jellemezhető üledékes kőzet

-B-

BMKO-rendszer:	<u>bio</u> - <u>me</u> chamikai <u>k</u> ombinált <u>o</u> xidációs rendszer
Brown-mozgás:	a kolloid részecskék oldatban jelentkező hőmozgása
BOI₅:	biokémiai oxigénigény; megmutatja, mennyi oxigén szükséges a szennyvízben lévő szerves anyagok biokémiai lebontásához; a ~ az öt nap alatt mért biokémiai oxigénigény mg O ₂ /l-ben kifejezve.

-E-

előülepítés: a szennyvízben található úszó, lebegő, vonszolt és görgetett szilárd komponensek eltávolítási módszere Stokes törvénye szerint

-F-

felületi terhelés: az időegység alatt beérkező ülepítendő vízmennyiség (m^3/h) és az ülepítő-tér felületének (m^2) hányadosa; mértékegysége m/h

fkm: folyamkilométer

flokkuláció: a $\rightarrow$ koagulált részecskék nagyobb egységekké történő kapcsolódása

-H-

hidraulikus folytonosság: az indukált és az indukáló pórusnyomás aránya a közetváz adott pontjában, adott pillanatban

homok: az 1,0 - 0,03 mm közötti szemcseátmérőjű üledékszemcsék összefoglaló neve

-K-

kha: kimutatási határ alatt

KK: karbonátkeménység; a vízben lévő HCO_3^- -ionokkal egyenértékű Ca- és Mg-ionok mennyisége általában $\rightarrow \text{mg/l}$ -ban kifejezve

koagulálás: kolloid rendszer destabilizálása a részecskék közötti taszítás csökkentése vagy megszüntetése révén

KOI: kémiai oxigénigény; a szennyvíz szervesanyag-tartalmának savas környezetben történő kémiai oxidálásához szükséges oxigénmennyiség

	mg O ₂ /l-ben kifejezve
KOI_{Cr}:	K ₂ CrO ₄ -tal savas közegben meghatározott → <i>KOI</i>
KOI_{Mn}:	KMnO ₄ -tal savas közegben meghatározott → <i>KOI</i>
KOI_{sz}:	a lebegőanyag tartalom eltávolítása (leszűrése) után mért → <i>KOI</i>
közműolló:	a vezetékes ivóvízellátás és a közcsatornaellátás közötti mindenkori különbség egy adott területen
KPE:	könnyű polietilén

-L-

lakosegyenérték, LAE:	a szennyvízterhelés nemzetközi mértékegysége; 1 ~ azt a biológiailag lebontható, szerves eredetű oxigénterhelést jelenti, melynek ötnapos biokémiai oxigénigénye 60 g O ₂ /nap
lamináris áramlás:	a folyadék áramlása a kritikus sebesség alatt; ekkor az áramlás egymással párhuzamos eltérő sebességű rétegekre bontható

-N-

n. a.:	nincs adat
NH₄⁺-N, NH₄-N:	ammónium-tartalom mg NH ₄ ⁺ /l-ben megadva
nk°:	a víz keménysége német keménységi fokban meghatározva; 1 német keménységi fokú az a víz, mely 10 mg/l CaO-tartalomnak megfelelő mennyiségű Ca- és Mg-iont tartalmaz
NyuDuKöFe:	Nyugat-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség

-O-

ON:	‘organic nitrogen’; az oldat összes szerves eredetű nitrogénformájának nitrogéntartalma mg N/l-ben kifejezve
------------	--

-Ö-

- ÖK:** összes keménység; a vízben lévő összes Ca -s és Mg -ionok mennyisége általában $\rightarrow \text{mg/l}$ -ben kifejezve
- ÖN:** $\rightarrow \text{TN}$
- ÖP:** $\rightarrow \text{TP}$

-S-

- szennyvíztisztítás:** a szennyvízben lévő szennyezők eltávolítása a befogadó szennyezésének elkerülése végett

-T-

- TN:** 'total nitrogen'; az oldat összes nitrogénformájának nitrogéntartalma mg N/l -ben kifejezve
- TP:** 'total phosphorus'; az oldat összes foszforformájának foszfortartalma mg P/l -ben kifejezve
- TSS:** 'total dissolved solidus'; az összes oldottanyag-tartalom mg/l -ben kifejezve

-Z-

- zeolit:** üreges-csatornás szerkezettel jellemezhető Na-Ca -aluminotektoszilikátok összefoglaló neve

2., A MAGYARORSZÁGI VÍZELLÁTOTTSÁG, CSATORNÁZOTTSÁG ÁLLAPOTA ÉS A TÁVLATI CÉLOK; A MAGYARORSZÁGON JELENLEG ÉRVÉNYES HATÁRÉRTÉKEK

Szakedolgozati munkám ezen fejezetében a közműellátás két fontos elemének, a csatornázottnak és a vezetékes ivóvízellátásnak a helyzetét és időbeni alakulását fogom áttekinteni. Kitérek majd az egyoldalú fejlesztések felemás eredményeire és az ezzel kapcsolatban felmerülő nehézségekre. Taglalni fogom az elkövetkező évek várható lépéseit - és ezek buktatóit is, melyek Magyarország EU-tagságához nélkülözhetetlenek a szennyvízkezelés terén. A fentebbi témákat a kistéleplések szempontjából is tárgyalni fogom, hiszen szakdolgozati területem is közéjük tartozik.

2.1., VÍZELLÁTOTTSÁG ÉS CSATORNÁZÁS ALAKULÁSA MAGYARORSZÁGON 1999-IG; ÖSSZEHASONLÍTÁS EGYÉB EURÓPAI PÉLDÁKKAL

Magyarországon a legfrissebb nyilvánosan hozzáférhető [2.1] - 1999-es - adatok szerint a vezetékes ivóvízellátás gyakorlatilag teljesnek mondható, a települések 99,7%-a kapcsolódik a vezetékes rendszerhez [2.2]. Ez a 99,7%-os érték világviszonylatban is igen jónak mondható [2.3]. Összehasonlításképpen néhány ország vízellátottsági paramétereit mutatom be az alábbi táblázatban [2.3].

ORSZÁG	ÖSSZNÉPESSÉG	VEZETÉKES VÍZELLÁTÁS	
	(fő)	Ellátott lakosság (fő)	Ellátottsági arány (%)
Magyarország	10 000 000	9 970 000	99,7
Anglia	58 400 000	58 000 000	99,3
Franciaország	62 000 000	61 300 000	98,8
Chile	14 500 000	13 200 000	91,0
Portugália	9 500 000	8 000 000	85,0
Finnország	5 100 000	4 480 000	83,5
Dél-afrikai Közt.	38 000 000	31 540 000	83,0
Szlovákia	5 360 000	4 300 000	79,8
Románia	22 000 000	13 700 000	62,2

Malayzia	21 000 000	9 640 000	45,9
----------	------------	-----------	------

A világ néhány országának lakossága és vízellátottsága 1999-ben.

Ezzel ellentétben a közcatorna-hálózatba csak a települések mintegy 25%-a volt 1999-ig bekapcsolva [2.2][2.4], rendkívül elmaradva a fejlett nyugati országok hasonló értékeitől [2.3]. Ez az arány egyéb Európán kívüli országok hasonló paraméteréhez viszonyítva is igen alacsonynak mondható. Tájékoztató adatokat közlök az alábbi táblázatban [2.3].

ORSZÁG	ÖSSZNÉPESSÉG (fő)	KÖZCSATORNÁZOTTSÁG	
		Ellátott lakosság (fő)	Ellátottsági arány (%)
Anglia	58 400 000	56 000 000	96,0
Chile	14 500 000	13 068 000	90,0
Franciaország	62 000 000	50 220 000	81,0
Finnország	5 100 000	4 030 000	79,0
Románia	22 000 000	12 240 000	55,6
Portugália	9 500 000	5 225 000	55,0
Szlovákia	5 360 000	2 950 000	55,0
Dél-afrikai Közt.	38 000 000	15 200 000	40,0
Malayzia	21 000 000	7 240 000	34,5
Magyarország	10 000 000	2 530 000	25,3

A világ pár országának lakossága és csatornázottsága 1999-ben.

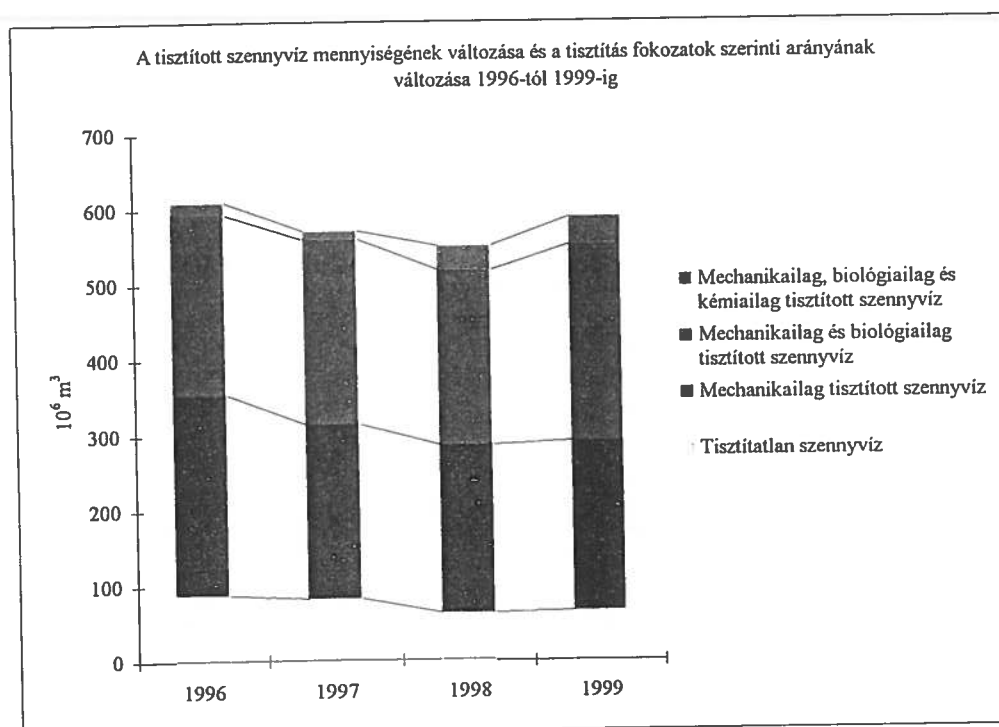
Magyarország vízellátottságában 1996 és 1999 között nem sok változás, mintegy 1%-nyi növekedés tapasztalható, ezzel szemben igen biztatóak a változások a szennyvíztisztításba bekapcsolt lakások számát illetően: ez az érték 18%-ról 25%-ra nőtt 1999-ig [2.2][2.4]. A települési szennyvíztisztítás intenzív fejlesztése 1993-ban kezdődött, amikor az állam beemelte a céltámogatásban részesülő fejlesztések körébe. A tisztítatlanul kibocsátott, a csak mechanikailag tisztított és az összes szennyvíz mennyisége az idő függvényében csökkent, míg a mindhárom fokozattal tisztított szennyvíz aránya nőtt. A magyarországi víz- és csatornaellátottság jellemző paramétereit a lentebbi táblázat mutatja be [2.2][2.4]. Itt feltüntettem a Vas megyére, szakdolgozati területemre vonatkozó adatokat is. A tisztított, tisztítatlan és összes szennyvíz mindenkori mennyiségének alakulását a következő diagramon foglalom össze [2.2][2.4].

	1996	1997	1998	1999
Ivóvízellátásba bekapcsolt települések (%)	98,7	99,1	99,4	99,7
<i>Vas megyében</i>	96,6	97,3	97,9	98,3
Közcatorna-hálózatba bekapcsolt települések (%)	17,9	19,5	22,9	25,3
<i>Vas megyében</i>	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.

Tisztítatlanul kibocsátott szennyvíz (10^6 m^3)	87,4	81,8	62,1	65,2
<i>Vas megyében</i>	0,2	0,2	0,4	0,2
Mechanikailag tisztított szennyvíz (10^6 m^3)	265,9	231,6	222,6	224,7
<i>Vas megyében</i>	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.
Mechanikailag és biológiailag tisztított szennyvíz (10^6 m^3)	239,7	245,4	232,7	261,6
<i>Vas megyében</i>	n. a.	n. a.	n. a.	3,3
Mechanikailag, biológiailag és kémiaiilag tisztított szennyvíz (10^6 m^3)	15,4	11,8	32,4	37,0
<i>Vas megyében</i>	n. a.	n. a.	n. a.	6,6
Összesen kibocsátott szennyvíz	608,4	570,6	549,9	588,5
<i>Vas megyében</i>	n. a.			

*Magyarország és Vas megye legjellemzőbb vízellátottsági és
közcsatornázottsági, valamint szennyvíztisztítási paraméterei.*

A fentebbi táblázat adatai alapján megállapítható, hogy Magyarországon a szennyvizek döntő többsége csupán mechanikai vagy mechanikai és biológiai tisztításon megy keresztül.



A szennyvízkibocsátási adatok vizsgálatánál nem hagyható figyelmen kívül, hogy a kilencvenes évek elejétől a szolgáltatott vezetékes ivóvíz jelenlegi köbméterenként ára jelentős emelkedésen ment keresztül [2.4], és ez erősen befolyásolta a vízfogyasztási szokásokat is.

2.2., KISTELEPÜLÉSEK VÍZELLÁTOTTSÁGA ÉS CSATORNÁZOTTSÁGA

A közüemi vízellátásba bekapcsolt lakások településméret szerinti eloszlásában megfigyelhető, hogy a legalacsonyabb lakosszámmal rendelkező kategóriában a legrosszabb a vízellátottság [2.2][2.5] - 1999-ben 85,2% -, ám ebben a kategóriában az átlagosnál gyorsabb fejlődés tapasztalható - 1996-tól 1999-ig 1,6%. A különböző településméretekre vonatkozó vízellátottsági adatokat az alábbi táblázatban közlöm [2.2][2.5].

LAKOSSZÁM (FŐ)	1996	1997	1998	1999
0 - 2000	83,6	84,9	85,0	85,2
2001 - 10000	85,1	86,9	87,8	86,6
10001 - 15000	86,1	98,1	88,8	88,5
15001 - 50000	90,0	90,2	90,5	92,0
50001 - 150000	96,3	96,8	98,5	96,4
150000 fölött	97,8	98,4	98,3	98,2

A közüemi vízellátásba kapcsolt lakások arányának megoszlása a településtípusok között.

A kistelepülések csatornázottságának és szennyvíztisztításának tanulmányozásánál több tényező is figyelmet érdemel. Legfontosabb, hogy gravitációs csatornahálózat kiépítése csak a nagyobb településeken, illetve a kisebb települések központi részén gazdaságos a felszíni morfológia és a lakosságsűrűség miatt [2.5]. A kistelepülések szennyvízkezelési módjának megváltoztatása azért szükséges, mert napjainkban az egyedi szennyvízkezelés a domináns. Az egyedi szennyvízkezelés az esetek egy részében azt jelenti, hogy minden beavatkozás nélkül jut be az igen változatos összetételű szennyvíz a legközelebbi befogadóba vagy a talajba. Jogkövető magatartásnak látszik a szennyvíz egyedi elszikkasztása, ám ezzel az eljárással kapcsolatban felmerül a probléma, hogy szabványos kiépítésű - tehát zárt falú - szikkasztóval napjainkban elvétve találkozni. A fentebbi helyzet súlyosbítja, hogy Magyarország területének mintegy 75%-án a talajvíztükör 2 méternél sekélyebben helyezkedik el, emiatt óriási a talajvíz elszennyezésének potenciális veszélye [2.5].

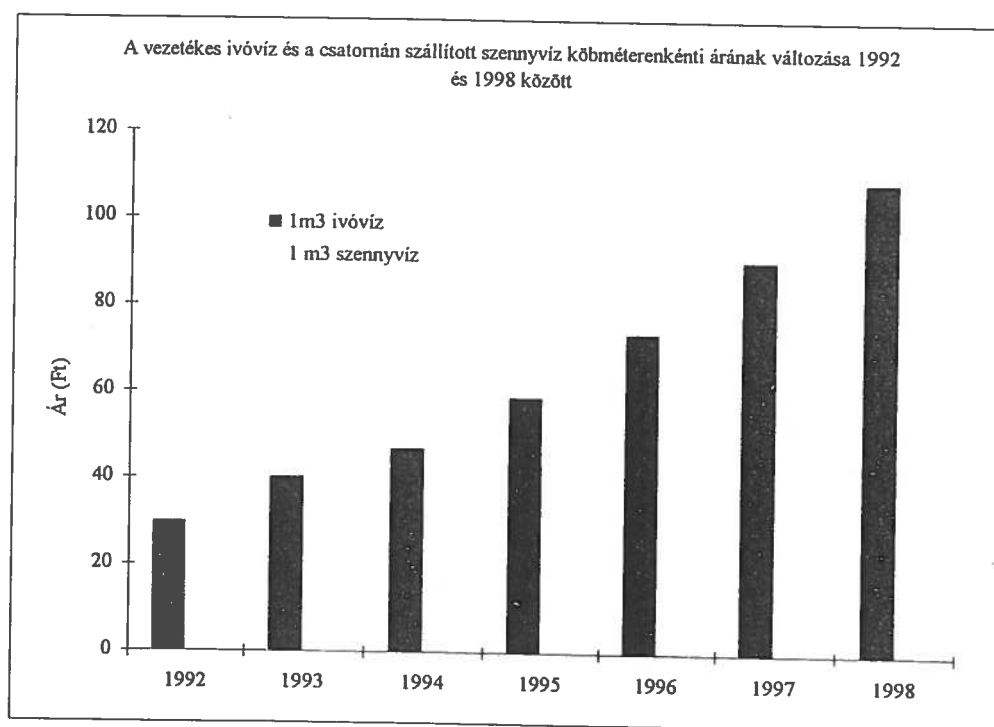
Kistelepüléseinken szennyvíztisztító épülhet önkormányzati pénzből, önerőből, pályázati pénzből és ezek kombinált megoldásából, ám jelenleg kevés olyan kistelepülés van, ahol a település

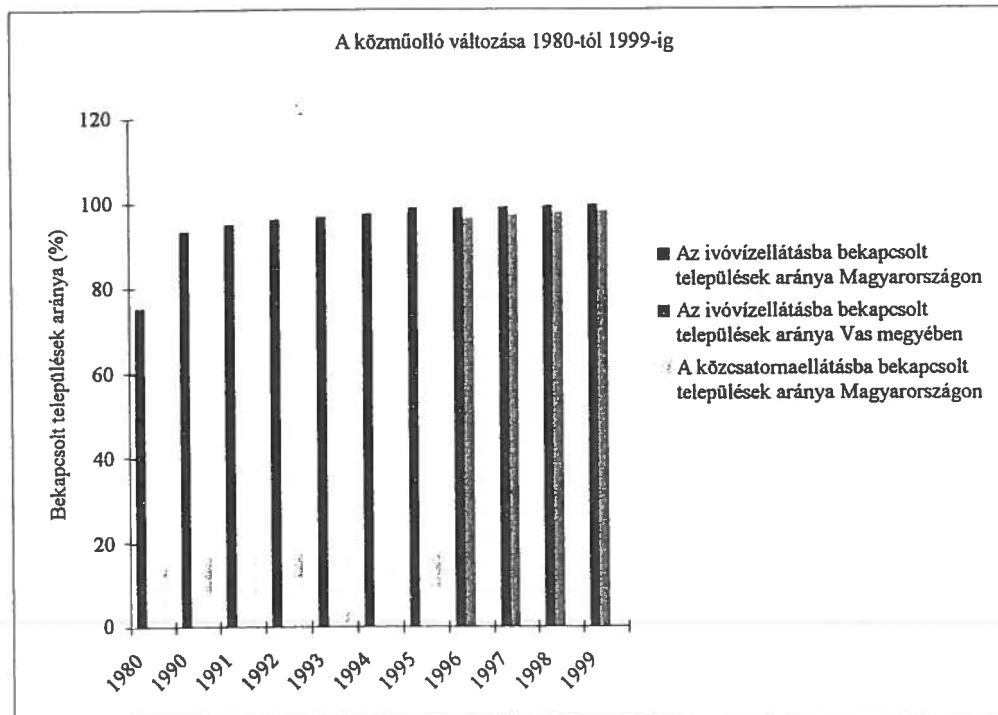
vezetőségében a környezettudatosság, a szennyeződés veszélyének és kiküszöbölésének ismerete és a pénzügyi lehetőségek egyszerre lennének jelen.

Az egyedi szennyvíztisztítás helyett kínálkozik egy látszólag kényelmes megoldás: a szennyvíz továbbítása csatornán egy szomszédos vagy távolabbi, nagy település szennyvíztisztítójába. Ezzel kapcsolatban nehézségként merül fel, hogy - a felszíni morfológia miatt - az átemelők az esetek jó részében nélkülözhetetlenek, másrészt a lakosságot igen ritkán informálják arról, hogy egy csatornahálózat fenntartása költségekkel jár. Az esetek egy részében a szennyvíztovábbító rendszer kiépítése akár a többszöröse is lehet egy helyi telep létrehozási költségének.

2.3., A KÖZMŰOLLÓ ÉS AZ EZZEL KAPCSOLATOS PROBLÉMÁK

A közműolló legfrissebb publikus [2.1][2.2][2.4] - 1999-es - állását a lentebbi diagramon mutatom be. Figyelmet érdemel az olló hirtelen kinyílása, és ezzel szemben lassú csukódása. Ez azzal magyarázható, hogy a vízellátottság tendenciózus és következetes fejlesztése után történt meg a közcsatornahálózat fejlesztése. A cél a közműolló minél előbbi zárása.





A közműolló jelenlegi állása részben a környezettudatos viselkedés hiányára, részben a szűkös anyagi lehetőségekre vezethető vissza. A jelenlegi kép magyarázata egyszerű: az ivóvízellátást minden állampolgár elemi létszükségletnek érzi, ám a felhasznált - és a kényelmet szolgáló - víz további sorsa az átlagos lakos számára érdektelen, hiszen akkor és ott a szennyvízkezelés problémája semmilyen módon nem üt vissza [2.1][2.5]. A helyzetet súlyosbítja, hogy a környezettudatos viselkedéssel csak a társadalom képzetesebb és ifjabb tagjainál találkozhatunk, akik az össznépeségnek csak igen kis részét adják.

2.4., JÖVŐBENI FEJLESZTÉSEK: AZ EU ELVÁRÁSAI MAGYARORSZÁGGAL SZEMBEN

Napjainkban a magyar társadalom és gazdaság egyik legsokrétűbb programja az EU-csatlakozásra való felkészülés. A jogharmonizáció környezetvédelemmel foglalkozó része, a Magyar Köztársaság Kormánya és az Európai Közösség között létrejött társulási szerződés 79. cikke kitér [2.6][2.7][2.12]

- a felszíni és felszín alatti vizek védelmére,

- a hulladékgazdálkodásra,
- az ipari kockázatokra és
- egyéb területekre.

A települési szennyvízkezeléssel a 91/271/EGK irányelv foglalkozik, melynek végrehajtását a Magyar Köztársaság Kormánya a 2207/1996.(VII.24) Kormányhatározatában fogadta el [2.6][2.7][2.8][2.12]. Az irányelv minimális követelményeket ír elő a csatornázásra (3. cikk) és a szennyvíztisztításra vonatkozóan (4. cikk). Kulcsfontosságú megemlíteni, hogy az irányelv a 2000 LAE-nél kisebb települések csatornázottságát és szennyvízkezelését nem szabályozza kielégítően [2.6][2.7][2.9][2.12].

91/271/EGK IRÁNYELV ÁLTAL MEGSZABOTT HATÁRIDŐ	Magyarország által kért egyszeri átmeneti mentesség határideje	FELADAT A 91/271/EGK (3. CIKK) SZERINT
2000. december 31.	2010. december 31.	Minden 15000 LAE-nél nagyobb agglomerációt szennyvízelvezető hálózattal kell ellátni.
2005. december 31.	2015. december 31.	Minden 15000 és 2000 LAE közötti agglomerációban a szennyvízelvezetést meg kell oldani.
2010. december 31.	2010. december 31.	Biztosítani kell az érzékeny területeken lévő 10000 LAE feletti agglomerációkban a szennyvíz elvezető hálózat kiépítését.

A szennyvíztisztítást a 4. cikk érinti, ahol szabályozzák a 2000 LAE alatti települések szennyvízkezelését, de csak abban az esetben, ha rendelkezik közműves szennyvízelvezetéssel - amit a fentebb idézett 3. cikk nem szabályozott [2.6][2.7][2.9][2.12].

91/271/EGK IRÁNYELV ÁLTAL MEGSZABOTT HATÁRIDŐ	Magyarország által kért egyszeri átmeneti mentesség határideje	FELADAT A 91/271/EGK (4. CIKK) SZERINT
2000. december 31.	2010. december 31.	Biztosítani kell, hogy a kommunális szennyvíz a befogadóba bocsátás előtt legalább biológiai fokozatú tisztítást kapjon:
2005. december 31.	2015. december 31.	- 15000 LAE feletti agglomerációban,
2005. december 31.	2015. december 31.	- 15000 és 2000 LAE közötti agglomerációban,
		- 2000 LAE alatt, amennyiben az agglomeráció rendelkezik közcsatornaellátással.

Az irányelv még egyéb területeket is szabályoz:

91/271/EGK IRÁNYELV ÁLTAL MEGSZABOTT HATÁRIDŐ	Magyarország által kért egyszeri átmeneti mentesség határideje	FELADAT A 91/271/EGK SZERINT
1998. december 31.	2010. december 31.	10000 LAE feletti érzékeny területen lévő agglomerációkban meg kell oldani a III. fokozatú szennyvíztisztítást is. A 4000 LAE feletti, szennyvizüket közvetlenül a befogadóba vezető ipari üzemek előírt szintű szennyvíztisztítása.
2000. december 31.	2009. december 31.	

Az irányelv szabályozza a települési szennyvíztisztítók kibocsátási paramétereit. Itt a jelenlegi helyzethez képest újdonság, hogy a tisztításnál nem csak abszolút kimeneti értéket fogad el, hanem tisztítási hatásfokot is. A követelményeket az alábbi táblázat tartalmazza [2.6].

KOMPONENS	ÉRTÉKHATÁR	HATÁSFOK
	(mg/l)	(%)
BOI ₅	25	70-90
KOI _{Cr}	125	75
Összes lebegőanyag	35	90
AZ ÉRZÉKENY TERÜLETEKEN EZEN TÚL BETARTANDÓ ÉRTÉKEK		
Összes foszfor 100000 LAE-ig	2	80
Összes foszfor 100000 LAE felett	1	80
Összes nitrogén 100000 LAE-ig	15	70-80
Összes nitrogén 100000 LAE felett	10	70-80

Az EU által meghatározott követelmények a települési szennyvíztisztítók kibocsátására.

Az EU-irányelvek szabályozási, gazdasági és jogharmonizációs kérdéseket vetnek fel. Ebből sorolok fel párat a teljesség igénye nélkül [2.6][2.9][2.10]:

- az irányelv nem követeli meg szennyvíztisztító építését, ha az nem jelent igazolható hasznot vagy kiépítése és üzemeltetése aránytalanul költséges;
- a 2000 LAE alatti települések szennyvízkezelése gyakorlatilag szabályozatlan;
- az alkalmazott definíciók egy része nem tartalmi, más része pedig a magyar jog számára ismeretlen;
- az „agglomeráció” irányelv szerinti definíciója a hazai jog viszonylatában jelenleg idegen.

Nem szükségtelen az EU-csatlakozás feltételét jelentő fejlesztések anyagi hátterét vizsgálni. Ezek összege az EU teljes területén, 1998-as árszinten 130 milliárd euro, Magyarországon 3,2 milliárd euro (mintegy 834,1 milliárd forint) [2.6][2.7]. A költségek értéke egy LAE-re vonatkoztatva

hazánkban magasabb, mint az EU-átlag; ennek oka az ellátottság alacsony színvonala [2.6]. A költségek megoszlását az alábbi táblázat mutatja.

Szennyvízcsatornázás	586,3 milliárd forint
Szennyvíztisztítás	150,3 milliárd forint
Iszapkezelés	100,2 milliárd forint
ÖSSZESEN	836,8 MILLIÁRD FORINT

A Nemzeti Szennyvízelvezetési Program 1999 és 2015 között előirányzott fejlesztési költségeinek megoszlása.

2.5., A MAGYARORSZÁGON JELENLEG ÉRVÉNYES HATÁRÉRTÉKEK

Mellékelten közlöm a közcsatornákat károsító anyagokra⁽¹⁾ vonatkozó, jelen napon érvényben lévő határértékeket [2.9][2.11]. A határértékeket a 4/1984. (II. 7.) OVH rendelkezésének melléklete foglalja össze, melyet a 34/1993. (XII. 23.) KTM r. 1. § határoz meg. A törvény az ország területét sérülékenységi szempontból vízminőségvédelmi területekre osztja (I.-VI.), melyek a lentebbiek:

I. Kiemelt vízminőségvédelmi területek:

- Balaton és vízgyűjtő területe.

II. Ivóvízbázisok és üdülő területek:

- a Velencei-tó és a Tatai-tó vízgyűjtő területe,
- a Duna 1692-1708 →fkm szelvények közötti szakasza és vízgyűjtő területe: a Duna 1620-1692 fkm szelvények közötti szakasza és a Ráckevei-Duna vízgyűjtő területe,
- a Szelidi-tó és vízgyűjtő területe,
- a Duna 1450-1497 fkm szelvények közötti szakasza és vízgyűjtő területe,
- a Komrávölgyi tározó és vízgyűjtő területe,
- a Kösztörvölgyi és a Csórréti tározó és vízgyűjtő területük,
- a Lázberci tározó és vízgyűjtő területe,
- a Bódva és a Hernád vízgyűjtő területe,
- a Keleti Főcsatorna 0-64 fkm szakasza és vízgyűjtő területe és

¹ Idézet a törvény szövegéből.

- a Tisza 340-365 fkm szelvények közötti szakasza és vízgyűjtő területe, valamint az Alcsi, a Szajoli, a Fegyverneki, a Tiszaúti, a Gólyi, a Feketevárosi és a Tiszasülyi Holt-Tisza.

III. Ipari területek:

- a Kapos vízgyűjtő területe, a Pécsivíz-Feketevíz vízgyűjtő területe,
- Séd-Gaja-Nádor vízgyűjtő területe,
- a Zagyva 92,1 fkm szelvénytől a 179,4 fkm szelvényig terjedő szakasza és vízgyűjtő területe és
- a Sajó vízgyűjtő területe.

IV. Öntözővízbázisok:

- a Kisköre tározó (a Tisza 404-493 fkm szelvények közötti szakasza) és vízgyűjtő területe - a Tisza 545 fkm szelvényétől a 757 fkm szelvényig terjedő szakasza és vízgyűjtő területe és
- a Hortobágy-Kösely vízgyűjtő területe.

V. A Duna és a Tisza nem kiemelt szakaszai:

- a Duna 1436-1450 fkm, 1497-1620 fkm és 1708-1854 fkm szelvények,
- a Tisza 165-340 fkm és 365-404 fkm szelvények közötti szakasza, mint közvetlenül befogadó a mellékvízfolyások nélkül.

VI. Egyéb területek:

- az I-V. kategóriába nem sorolt területek [2.11].

Szakdolgozati területem ez utóbbi kategóriába tartozik.

Bármilyen, szennyvízzel kapcsolatos munka esetén szükséges ismerni a fentebbi területekre vonatkozó és törvényileg meghatározott emissziós paraméterek vonatkozó határértékeit, melyek a következők:

A MAGYARORSZÁGON JELENLEG ÉRVÉNYES HATÁRÉRTÉKEK A VIZEKET SZENNYEZŐ ANYAGOKRA						
	I. g/m ³	II. g/m ³	III. g/m ³	IV. g/m ³	V. g/m ³	VI. g/m ³
KOI _{Cr}	50	75	100	100	150	75

Szerves oldószer-extrakt ⁽²⁾	2	5	10	10	10	10
Vízzel nem elegyedő szerves oldószer	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
pH alatt ⁽³⁾	6,5	6,5	5	6	5	6
pH felett ⁽³⁾	8,5	9	9	9	10	9
Összes só, természetes	1000	1000	2000	1000	n. h.	2000
Összes só, technológiai	1000	1000	2000	1000	n. h.	2000
Na-egyenérték ⁽⁴⁾	45	45	45	45	n. h.	45
Fenol	0,1	0,1	3	3	3	3
TSS	100	100	200	200	500	200
Kátrány	0,1	0,1	2	2	2	1
NH ₄ -N	2	5	30	10	30	10
Összes Fe	10	10	20	20	20	20
Összes Mn	2	2	5	5	5	5
ANA detergens	2	2	5	5	5	5
Szulfid	0,01	0,01	2	2	5	5
Aktív klór ⁽⁵⁾	20	20	20	20	20	20
Fluorid	2	2	10	5	10	10
Összes foszfor ⁽⁶⁾	1,8	2	2	2	n. h.	2
Nitrát ⁽⁶⁾	40	50	80	80	n. h.	80
Coliform ⁽⁷⁾	10 n/cm ³					
Könnyen felszabaduló cianid	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5
Összes cianid	2	10	10	10	10	10
Összes réz	0,5	1	2	2	2	2
Összes ólom	0,05	10,1	0,2	0,2	0,2	0,2
Összes króm	0,2	0,5	1	1	1	1
Cr(VI)	0,1	0,3	0,5	0,5	0,5	0,5
Összes arzén	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1
Összes kadmium	0,005	0,01	0,05	0,05	0,05	0,05
Összes higany	0,001	0,005	0,01	0,01	0,01	0,01
Összes nikkel	0,5	0,5	1	1	1	1
Összes cink	1	2	5	5	5	5
Összes ezüst	0,01	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1
Toxicitás	LC 50%-os hígítása					

² Állati, növényi zsiradékba a határérték háromszoros.

³ HCl-ban, illetve NaOH-ban kifejezve.

⁴ A víz Ca-, Mg- és K-tartalmával 45 egyenértékszázalékban egyensúlyt tartó Na kg-ban kifejezett értékét meghaladó mennyiség.

⁵ A határérték a Balatont leszámítva ötszörös.

⁶ A III., IV. és V. kategóriákban csak állóvízbe vezetés esetén.

⁷ Itt 'n' a coliformszám 10-es alapú logaritmus, de maximum 4.

3., ÁLTALÁNOS SZENNYVÍZKEZELÉS

Dolgozatom ezen részében a szennyvizek általános összetételét és a szennyvízkezelési eljárásokat - egyedi vagy kommunális, természetközeli avagy nem-természetközeli - fogom általánosságban áttekinteni, ismertetve a módszerek legfontosabb előnyeit és hátrányait. Vizsgálni fogom az egyedi szennyvízkezelés - mint kistelepülésen általános eljárás - különböző módjait, hátrányait. Felsorolásszinten ismertetni fogom a Magyarországon már működő, vagy még csak tervezési stádiumban lévő telepeket.

3.1., A SZENNYVÍZ; A SZENNYVIZEK CSOPORTOSÍTÁSA ÉS ÁLTALÁNOS ÖSSZETÉTELE

A települési csatornahálózatba bekerülő szennyvizek felosztásánál a következő kategóriák különíthetők el [3.1][3.2][3.3][3.4][3.5][3.6]:

- kommunális szennyvizek, melyek a magánlakások, üzemek, hivatalok, irodák, kórházak, stb. konyháiról, illemhelyeiről, mosdóiból, fürdőiből, zuhanyzóhelységeiből távoznak el;
- ipari szennyvizek, melyek a különféle ipari létesítményekben a gyártási technológia során keletkeznek - általában ide sorolják a helységek és gépek tisztántartásánál keletkezett vizeket is; a keletkezett ipari szennyvizek alapvető jellemzői igen erősen függnnek a létrehozó üzemtől;
- locsoló- és öntözővizek, talaj- és forrásvizek, csapadékvizek, egyéb vizek egyesített rendszerek esetén.

A kistelepülések szennyvíztisztításánál a leggyakoribb szennyvíztípus a kommunális szennyvíz. Komponenseit tekintve igen összetett lehet, hiszen megtalálható benne vizelet, ürülék, mosó-, mosogató-, tisztítószer, konyhai hulladék, papír stb [3.1][3.2][3.3][3.5]. A háztartási szennyvizekben lévő szennyeződések több kategóriába lehet csoportosítani a tisztítás

szempontjából, mely szoros összefüggést mutat a vizsgált szennyezés mozgásának módjával. Ezek szerint elkülöníthető

- úszó szennyeződés - mely lehet szilárd vagy folyékony, szerves vagy szervetlen;
- ülepíthető lebegőanyag, mely a kolloidálisnál nagyobb mérettartomány, lehet szerves vagy szervetlen;
- nemülepíthető lebegőanyag, mely a kolloid mérettartományba tartozik, lehet szerves vagy szervetlen;
- oldott szennyeződések és
- a csatorna fenekén haladó vonszolt, görgetett és szaltációs mozgást végző szennyeződések [3.1][3.2][3.3][3.5][3.6].

Az ipari szennyvizek összetétele is igen változatos lehet a kibocsátó üzemek típusának függvényében. Ezek a vizek olyan szennyezőket is tartalmazhatnak, amelyek rendeltetésszerű üzemben nem vagy csak nehezen távolíthatók el. Például [3.1][3.5]:

- toxikus nehézfémek (Cu, Ni, Pb, Cd)
- toxikus szerves anyagok (aceton, halogénezett szénhidrogének),
- egyéb (például cianidok).

Fontos hangsúlyozni, hogy amennyiben a szennyvíz káros hatóanyagokat is tartalmaz, semmiképpen sem bocsátható a közcsatornába, hanem az üzem területén kell tisztításnak alávetni⁽⁸⁾ [3.7]. Amennyiben a kibocsátási paraméterek értékei a mindenkori jogszabályok által megállapított határértékeket túllépik, a kibocsátó bírság fizetésére kötelezendő [3.8].

IPAR TÍPUSA	JELLEMZŐ TERHELÉS
Gépkocsigyártás	olajok, zsírok, fémek, KOI, savak, toxikus szerves vegyületek
Kenyérgyár	zsírok, olajok
Akkumulátorüzem	savak, fémek
Szervesvegyszer-gyár	toxikus szerves vegyületek, BOI, KOI, savak, fémek
Szervetlenvegyszer-gyár	savak, fémek, ammónia, foszfát

⁸ A kibocsátásra vonatkozó bírságtételeket is a 34/1993. (XII. 23) KTM rendelet 1. § szabályozza.

Galvanizáló üzem	savak, fémek, cianid
Gyógyszeripar	BOI, fémek
Fa- és papíripar	savak, alkáliák, BOI, KOI, lebegőanyag
Textilipar	KOI, fenol, szulfid, festékek

Egyes ipari szennyvizek jellemző összetevői

A csatornahálózat üzemeltetése során óhatatlanul előfordulhat, hogy - véletlenül vagy emberi mulasztás következtében - olyan anyag kerül be a csatornába, mely a szennyvíztovábbítást és -tisztítást akadályozza vagy veszélyezteti. Ilyen anyagok lehetnek [3.2][3.3][3.5]:

- könnyen ülepedő, de a csatornacsőből és a tisztítótelep műtárgyaiból nehezen eltávolítható anyagok,
- 50 °C-nál magasabb hőmérsékletű szennyvizek,
- 6,5-nél kisebb és 7,5-nél nagyobb pH-jú vizek,
- patogén fertőző anyagok,
- tűzveszélyes anyagok, melyek robbanóelegyet képezhetnek,
- mérgező gázok, toxikus vegyületek,
- 10^{-6} mCi/cm³-nél aktívabb szennyvizek, és
- a káros mennyiségű olaj és zsiradék.

3.2., A SZENNYVÍZKEZELÉS ÁLTALÁNOS LÉPÉSEI

A szennyvíz - jelen esetben konkrétan a kommunális szennyvíz - tisztítás fokát a befogadó viszonyai és a szennyvíz mennyisége, gazdasági szempontok, valamint tisztítási határértékek határozzák meg. A városi szennyvizek esetében a tisztítás során három fokozatot különítenek el, amelynek technológiai kivitelezése során számos eljárás lehetséges [3.2][3.3][3.4][3.5][3.9].

Az elsődleges tisztítás célja a durva szennyeződések eltávolítása, illetve a lebegőanyagok kivonása. Ezt a tisztítási eljárást mechanikai tisztításnak is nevezik, célja a szennyvíz biológiai tisztításra történő előkészítése. Önállóan csak ritkán felel meg az innen kikerülő tisztított szennyvíz a befogadó által támasztott minőségnek, ezért legtöbb esetben másodlagos tisztítási fokozatra is

szükség van, melynek célja a nem ülepíthető kolloidok és oldott szerves anyagok eltávolítása. Ezt a fázist biológiai tisztításnak is szokták nevezni, mivel a tisztítás biológiai folyamatok révén következik be. A harmadlagos tisztítási fokozat a másodlagos tisztítás eredményeként létrejött sók, illetve a szennyvízben még megtalálható tápelemek (nitrogén-, foszfortartalmú vegyületek) eltávolítása. Ezek a befogadóba bejutva algalulburjánzást, eutrofizációt okoznak, melynek következtében jelentős vízszennyezéssel lehet számolni. A tápanyagok eltávolítása kémiai és biológiai módszerekkel történhet [3.1][3.3][3.10].

A szennyvizek mechanikai tisztítása a viszonylag egyszerű és régen alkalmazott eljárások közé tartozik. Ennek célja a nagy méretű, durva, úszó és lebegő szennyeződések, a szennyvízben lévő ásványi és szerves lebegőanyagok, valamint a folyékony és szilárd úszóanyagok eltávolítása [3.2][3.9].

A mechanikai tisztítóberendezések az alábbi műtárgyakat foglalják magukba:

- kő- és kavicsfogók, szennyvízrácsok, szűrők és aprító szűrők, amelyek a nagy méretű úszó és lebegő szilárd anyagokat távolítják el szűrőhatás és aprítás révén;
- homokfogók, melyekben a nagyrészt kisméretű ásványi anyagok gravitációs, esetleg centrifugális elven történő eltávolítását oldják meg;
- ülepítők, melyek a nagyrészt kisméretű úszó- és lebegőanyagok gravitációs, esetleg centrifugális erő segítségével oldják meg a tisztítást;
- hidrociklonok, amelyek nagyrészt kisméretű úszó és lebegő szilárd anyagok centrifugális erő illetve kisebb mértékben gravitációs erő hatására távolítják el a szennyeződést, és
- úsztató berendezések, flotációs medencék, sűrítők és oldó medencék, amelyek a kisméretű úszó és folyékony, esetleg szilárd anyagok eltávolítását általában gravitációs erő hatására vagy flotációval illetve sűrítéssel oldják meg.

A mechanikailag eltávolítható szennyezés után a még magas szerves és lebegőanyag-tartalmú szennyvizet mesterséges vagy természetes biológiai folyamatok révén tisztítják tovább. A biológiai szennyvíztisztítás a mikroorganizmusokban lejátszódó biokémiai reakciókon alapul. A biológiai

tisztítás lényegében az élővizekben, illetve a talajban lejátszódó tisztításhoz hasonlít. Attól függően, hogy a mikroorganizmusok működésükhöz oxigént igényelnek-e, beszélhetünk aerob és anaerob mikroorganizmusokról, valamint ennek megfelelően aerob, illetve anaerob tisztításról. Az aerob és az anaerob szennyvíztisztítás során a mikroszervezetek a szennyvízben található szerves anyagokat használják fel energiatermelésre, lebontási termékeik pedig kismolekulájú stabil vegyületek, mint például szén-dioxid, metán, kén-hidrogén, ammónia stb. A szerves anyagnak a sejtekbe beépült része ülepítéssel eltávolítható a rendszerből, mielőtt a megtisztított szennyvíz a befogadó vízfolyásba kerülne. Az energiatermelés során a szerves anyag többi részéből képződő stabil végtermék egy része (például N_2) gázalakban távozik a rendszerből [3.1][3.2][3.3][3.11][3.12].

Az aerob folyamatok biztosításához állandó oxigénellátásra van szükség, amelyet mesterséges levegőbejuttatással, levegőztetéssel biztosítanak a tisztítóberendezésben. A biokémiai folyamatok természetes vagy mesterséges úton mennek végbe. Természetes folyamatok játszódnak le az élővizek öntisztulása során, például a szennyvízöntözésnél és a talajon való átszűrésnél [3.4].

A mesterséges eljárások során a mikroorganizmusok tevékenységéhez szükséges feltételeket emberi beavatkozás teremti meg. A természetes és mesterséges folyamatok alapfolyamatai lényegében azonosak és technológiailag kombinálhatóak. A mesterséges berendezések segítségével azonban a folyamatok kisebb helyen és gyorsabban játszódhatnak le, és ez magasabb energiával és üzemeltetési költséggel jár [3.4].

A mesterséges tisztítás folyamata jól szemléltethető az iszapszaporodási görbével, ahol az 'x' tengelyen a levegőztetési időt, a függőleges tengelyen a mikroorganizmusok számát, illetve az ennek megfelelő iszapkoncentrációt tüntetik fel. A tisztítás során a pelyhek érintkezésbe kerülnek a szennyvízzel és adszorbeálják környezetükben lévő oldott- és lebegőanyagot. Ezt a gyorsan lejátszódó folyamatot mutatja az iszapszaporodási görbe kezdeti szakasza. A következő fázisban a mikroszervezetek diffúzió révén táplálkozni kezdenek a vízben lévő szerves anyagból. Az iszapszaporodási görbe 1. és 2. szakaszára jellemző, hogy a mikroszervezetek mennyisége viszonylag kicsi, viszont a tápanyag mennyisége sok. A szaporodás logaritmikus mértékben

növekszik. A szaporodás mértéke az oxigénellátottság függvénye, tehát amennyiben ez nem limitáló tényező, akkor gyors szaporodással számolhatunk. A görbe további szakaszát elemezve látható, hogy az iszapkoncentráció egységére jutó tápanyag csökken, így a mikroszervezetek szaporodása is csökkenő mértékű lesz, majd a 3.-4. szakaszban táplálékhiány miatt a vízben el is halnak. A külső tápanyag híján a mikroszervezetek egyre nagyobb mértékben szorulnak a sejtjükben felhalmozódott tápanyagra. Előbb a csökkenő elhalás következik be, ez a 4-5 szakasz, majd a külső tápanyag teljes elfogyása után már saját protoplazmájukat élik fel [3.2][3.4].

A kémiai tisztítás megoldásai az alábbiak [3.2][3.10][3.13]:

- koaguláció: vegyszerek gyors bekeverése eredményeként a nagyon finom részecskék mikropelyhekké tömörülnek, és
- flokkuláció: koaguláció után következő folyamat, amikor a szennyvizet gyengén kell keverni, így már nagyobb pelyhek keletkeznek.

A folyadékfázis - szilárd anyag szeparációt ülepités, levegős flotáció vagy szemcsés anyagú szűrés biztosítja. A kémiai tisztítás mint utótisztítás az előülepitő vagy az utóülepitő után kapcsolt medencékben történik. Az utóülepités hatásfokát javítja a polielektrolitok, alumíniumszulfátok, FeCl_2 , illetve mész adagolása. A polimer pelyhesítőszerek hosszú szénláncú, nagy molekulásúlyú ($10^4 - 10^6$ g/mol) természetes vagy mesterséges eredetű, pozitív vagy negatív töltésű szerves vegyületek [3.2][3.10][3.13].

A polielektrolitok alkalmazott dózisa alacsony, rendszerint < 1 mg/l. A polielektrolit adagolását mindig az adott szennyvíz vízkémiai tulajdonságaihoz kell szabni, mivel túladagolásuk a hatékonyság romlásához vezethet. A polielektrolitok vízben oldódva, két vagy több ionná disszociálnak [3.2][3.10][3.13][3.14].

3.3., SZENNYVÍZKEZELÉSI MÓDOK I.: EGYÉNI ÉS KOMMUNÁLIS

A környezetvédelmi fejlődése és a környezetterhelés fokozatos kialakulásával egyre határozottabban merült fel a szennyvizek kezelésének igénye. Mindez megoldható egyénileg - természetesen csak kistelepüléseken és nagytelepülések kertvárosaiban - és kommunálisan. Miután kistelepüléseinken a közcsonnaellátás még az országos átlaghoz képest is fejletlen, e régiókban az egyedi szennyvíztisztítás vált uralkodóvá. Gyakran problémát jelent az egyedi szennyvízkezelés teljes elmaradása - ilyen esetekben a szennyvíz tisztítatlanul jut a befogadóba vagy a talajvízbe⁽⁹⁾ [3.5].

A szennyvizek lakóhelyen történő elhelyezésére számos mód kínálkozik, itt én csak a négy legfontosabbat⁽¹⁰⁾,

- a szárazárnyékszékeket és komposzt-árnyékszékeket,
- a szikkasztást,
- a tárolás és szippantás, valamint
- a beszivárogtatást említem.

Az egyedi szennyvízkezelési eljárások fő problémája, hogy a talajba beszivárogtatott szennyvíz elszennyezheti mind a magasan lévő víztükrű talajvizet - és ezáltal a helyi ásott és fűrt kutakat -, mind pedig a karsztrendszereket. Ahol ez a probléma fennáll, ott csak a zárt tárolásra van lehetőség [3.2][3.3][3.5].

Az egyedi szennyvízkezelési eljárások a talajba történő beszivárogtatáson alapulnak. A kiépített rendszer használhatósága - a fentiekén túl - függ:

⁹ A jogkövető magatartás és a környezetterhelés teljes hiányát igen szemléletesen jelzik a bakonyi Pénzesgyőr település határában a karsztos mészkő vetőzónáira telepített dögművek.

¹⁰ Itt fontos megemlíteni, hogy az egyedi szennyvízkezelési eljárások felosztását és megnevezését illetően a szakirodalmak korántsem követnek egységes rendszert.

- a talaj anyagi minőségétől,
- a teleknagyságtól,
- a lakosszámtól és
- a komfortfokozattól.

A talaj anyagi minősége meghatározó, hiszen a szemcseméret összefüggésben van a vízáteresztő képesség jellemzésére szolgáló szivárgási tényezővel⁽¹¹⁾ [3.1][3.16][3.17][3.18] (minél kisebb a szemcseméret, annál nehezebben áramlik át rajta a víz).

A szárazárnyékszékek esetén csak az elszivárgó - döntően vizelet-eredetű - szennyezésekkel kell számolni. A komposzt-árnyékszékek érdekessége, hogy a hagyományos udvari árnyékszék alatt egy nagyméretű betonmedence kerül kiépítésre, melyben egy fémből készült tárolóba kerül a fekália. Itt történik a gyűjtés, és vele párhuzamosan a komposztálódás⁽¹²⁾ [3.15].

Tárolás esetén a szennyvizet egy zárt falú, szigetelt medencébe vezetik, és ott tárolják annak megteltéig. A medence ürítése periodikusan, szippantással történik, melynek eredményeként a szippantott szennyvíz más település vagy terület kiépített csatornahálózatába jut. Ám a tárolók építése esetén igen ritka a jogkövető magatartás: az épített műtárgyak fala általában perforált, tehát a szennyvíz számára átjárható, és lehetőséget nyújt annak talajvízbe vagy karsztrendszerbe való kerülésére [3.5].

Szikkasztás esetén egy nyílt aljú, betonból készült, hengeres műtárgyat - úgynevezett szikkasztóaknát - alakítanak ki, melynek az alsó részére - homokszűrő gyanánt - 15-30 cm-nyi homok és finom kavics kerül [3.2][3.5].

Beszivárgtatás esetén az előülepített szennyvíz dréncsőhálózatba kerül, melyből folyamatosan szivárog a talajba. Az előülepítés az eltömődést okozó és nagy oxigénigényű úszó és lebegő szennyezők eltávolítására szolgál. A drénhálózat a talaj fagyhatára alatt helyezkedik el. Lehetőség

¹¹ Ezentúl még a kerekítettség, gömbölyöttség, osztályozottság, cementáltság és nyílt porozitás is befolyásolja a fentebbi paramétert.

¹² A keletkező szagtalan, szürke, porszerű anyag ideális kerti növények talajába keverve.

van több épület drénhálózatának összekapcsolására is. Növeli a hatékonyságot, ha a drénrendszert nem közvetlenül a talajba, hanem homokból és kavicsból kialakított szűrőágyba vagy szűrőmezőbe helyezik [3.5].

3.4., SZENNYVÍZKEZELÉSI MÓDOK II.: TERMÉSZETKÖZELI ÉS NEM-TERMÉSZETKÖZELI MÓDSZEREK

A szennyvízkezelési módok osztályozása természetesen nem csak a fentebbi módon, hanem egyéb jellemző paraméterek, például a költségek, felhasznált anyagok stb. szerint is lehetséges. Egy másik szempont szerint szintén kétfajta szennyvíztisztítási módszer létezik: a természetközeli és nem-természetközeli módszercsoport. Azokat a szennyvíztisztítási eljárásokat, melyek [3.2][3.3][3.13]

- környezetbarát technológiát alkalmaznak,
- alacsony építési és működési költséggel jellemezhetők,
- energiaigényük minimális,
- működtetésük nem igényel szakképzett, nagylétszámú személyzetet,
- más célokra - mezőgazdaság - alkalmatlan területeken is kialakíthatók és
- esztétikusak, tájbaillók,

természetközeli szennyvíztisztítási rendszereknek nevezzük. A természetes szennyvíztisztítási eljárásokat korábban a biológiailag tisztított szennyvíz utótisztítására használták, ma azonban sikeresen alkalmazzák ezeket a technológiákat önálló tisztítási eljárásként is. A növekvő energia- és munkaerő-árak miatt ezen eljárások egyre keresettebbek, ráadásul vitathatatlan előnyük, hogy külön energia- és vegyszerigény nélkül üzemeltethetők.

Ezzel szemben a nem-természetközeli rendszereket jellemzi, hogy [3.2][3.3][3.13]

- nem feltétlenül alkalmaznak környezetbarát technológiát⁽¹³⁾,
- építési és működtetési költségük viszonylag magas,
- energiaigényük magas,
- működtetésük szakképzett, nagylétszámú személyzetet igényel, és
- általában nem jelennek meg esztétikusan és tájbaillően.

A természetközeli tisztítási módoknak a fentebb vázolt előnyök mellett természetesen hátrulütőjük is van, például [3.2][3.3][3.13]:

- hosszú tartózkodási idő, emiatt fajlagosan nagy területigény,
- speciális követelmények - talajtani és felszínmorfológiai adottságok - merülhetnek fel,
- a tisztítási hatások szezonálisan változik,
- beüzemelésük időigényes (akár több év is lehet), és
- a tervezési - kivitelezési hibák sokáig rejtettek maradhatnak.

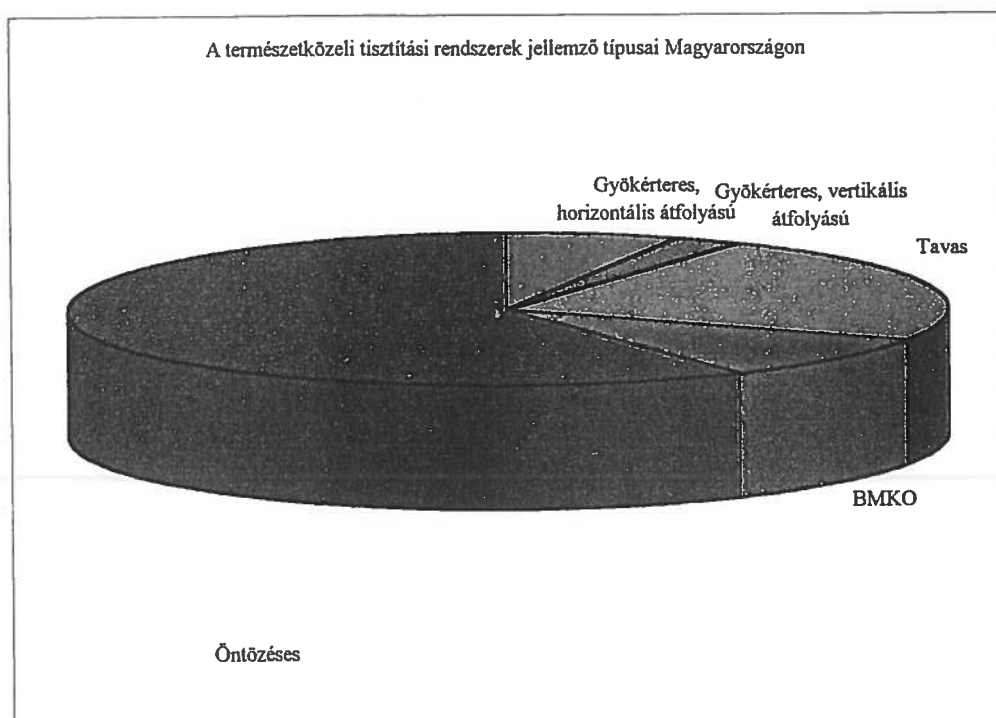
Kistelepülések esetén határozottan javasolt a helyi, természetközeli szennyvíztisztítási módokat előnyben részesíteni, többek között a település lélekszámából egyértelműen következő szerény anyagi lehetőségek miatt.

3.5., KISTELEPÜLÉSEK KOMMUNÁLIS SZENNYVÍZKEZELÉSE - LEHETSÉGES ÉS MEGVALÓSULT ELJÁRÁSOK

Magyarország számtalan kistelepüléséből napjainkban mintegy 80 településen működik természetközeli vagy annak nevezhető tisztító. Azonban - sajnálatos módon - ezen tisztítási eljárásoknak több mint fele egyszerű szennyvízöntözés. A tisztítási eljárások eloszlását a alábbi diagramon mutatom be [3.2][3.3], majd Magyarország jelenleg üzemelő vagy tervezés alatt lévő

¹³ Például harmadik fokozatú tisztítás Fe^{3+} vagy Al^{3+} -vegyületek segítségével.

természetközeli szennyvíztisztító telepeit tüntetem fel technológia szerinti csoportosításban [3.2][3.3].



TELEPÜLÉS	KAPACITÁS (m ³ /nap)	SZENNYVÍZ- TÍPUS	TELEPÜLÉS	KAPACITÁS (m ³ /nap)	SZENNYVÍZ- TÍPUS
GYÖKÉRTÉRI, VERTIKÁLIS ÁTFOLYÁSÚ			Gyula	10000	komm.+ipari
Szügy	200	kommunális	Zalakaros	1000	kommunális
Boldog	100	kommunális	Cegléd	9500	kommunális
Szépalmapuszta	30	kommunális	Hőgyész	350	kommunális
Tóalmás	40	kommunális	Szakoly	380	kommunális
Salgótarján	20	kommunális	Nyírlugos	700	komm.+ipari
GYÖKÉRTÉRI, HORIZONTÁLIS ÁTFOLYÁSÚ			Kisléta	100	kommunális
Kacorlak	45	kommunális	Nyírbátor	2400	kommunális
Kám	77	kommunális	Mezőkovácsháza	50	kommunális
TAVAS TISZTÍTÓ			Nagykálló	500	kommunális
Heréd (építés alatt)	300	kommunális	Agárd	300	kommunális
Biharkeresztes	250	kommunális	Székkutas	350	kommunális
Nyírábrány	80	kommunális	Füzesgyarmat	300	-
Hajdúsámson	300	kommunális	Répcelak	510	ipari
Hortobágy	-	kommunális	Borsod	8000	ipari
Zsáka	100	kommunális	Hernád	1400	ipari
Nyíracsa	175	kommunális	Bácsbokod	350	ipari
Derecske	-	kommunális	Szigetvár	6000	ipari
TVK	10000	ipari	Sarkad	7000	ipari
TIFO	-	ipari	Nagykálló	260	-
Nyírbogdány	-	ipari	Rakamaz	40	-
Balmazújváros	1000	komm.+ipari	Újfehértó	150	-
Hajdúhadháztéglás	-	-	Hajdúvid	600	-

Tiszalök	-	-	Nádudvar	1000	-
Kisvárd	-	-	Sárrétudvari	65	-
Nagyhalász	-	-	Kiskunfélegyháza	125	-
Törökszentmiklós	-	-	Bácsszőlős	385	-
Várpalota	-	-	Helvécia	710	-
BMKO-RENDSZEREK			Hajós, Hild-puszt	500	-
Hajdúböszörmény	2000	kommunális	Izsák, Agárdi-telep	580	-
Püspökladány	900	kommunális	Solt	50	-
Hajdúdorog	600	kommunális	Szerencs	1700	-
Hajdúnánás	1300	kommunális	Bócs	4000	-
Körmend	-	-	Badrogozaszi	425	-
Polgár	-	-	Ráckeve	700	-
Kisvárd	-	-	Hernád	1600	-
ÖNTÖZÉSES RENDSZEREK			Drégelypalánk	120	-
Nyírmadacs	65	-	Anarcs	65	-
Nyírmeggyes	85	-	Apagy	160	-
Máriapócs	100	-	Fehérgyarmat	60	-
Tyukod,	1250	-	Nyíregyháza,	40	-
Nyírgelse	430	-	Felsősim		

Magyarországon működő természetközeli tisztítási rendszerek.

Szakedolgozatom következő részében a fentebb csak felsorolásszinten bemutatott kommunális szennyvíztisztítási eljárások részletesebb jellemzését adom meg.

4., TERMÉSZETKÖZELI SZENNYVÍZTISZTÍTÁSI MÓDOK

A nem-természetközeli szennyvíztisztítási módokhoz képest a természetes módszerek számtalan előnnyel bírnak. Jelen részben ezeket az eljárásokat csak felsorolásszinten fogom bemutatni a területi korlátok miatt - részleteiben csak a gyökértéri tisztítást tárgyalom. Szót ejtek a természetközeli telepek esetén nélkülözhetetlen előtisztítás alapjairól és lehetséges módszereiről is. Előrebocsátom, hogy a természetközeli szennyvíztisztítási technológiák csoportosítása, illetve a csoportok elnevezése a publikációk függvényében igen nagy változatosságot mutat. A lentebbi felosztáshoz döntően REED ET AL (1995) munkáját vettem alapul, és azt egészítettem ki például a speciálisan magyar BMKO-technológiával, mely átmenetet képez a természetközeli és nem-természetközeli módok között. Egyes elszigetelt elterjedésű módszereket kihagytam a felsorolásból - például az úszólapos tisztítási rendszert -, mert ezek jellemzése már túlmutatna a dolgozat keretein.

4.1., A TERMÉSZETKÖZELI TISZTÍTÁSI RENDSZEREK FELOSZTÁSA

A természetközeli elven működő telepeken a szennyvíz megtisztulása számtalan módon, többféle műtárgy segítségével történhet.. A természetes szennyvíztisztítási módszerek a vízzelborítottságot, a hidraulikai terhelést és az alkalmazott műtárgyakat mint felosztási szempontot tekintve öt nagy csoportba oszthatók [4.1][4.2][4.3][4.4][4.5][4.6]:

1. szárazföldi rendszerek, azon belül
 - a lassú beszivárogtatás,
 - a gyors beszivárogtatás és a
 - csörgedeztetés;
2. vízi rendszerek, azon belül
 - anaerob tavak,

- aerob tavak,
 - fakultatív (egyszerre aerob és anaerob) tavak
 - levegőztetett tavak, valamint
 - úszó vízinövények;
3. BMKO-rendszerek,
 4. gyökértéri tisztítók vagy wetlandek és
 5. élőgépek.

A szárazföldi tisztítási rendszerek azok, ahol az előülepített szennyvizet a talajba vagy a talajra eresztik a tisztítás érdekében. Ezek az eljárások a talajmátrixot, pontosabban a talajmátrixban lejátszódó aerob és anaerob biológiai, valamint kémiai és fizikai folyamatokat használják fel tisztításra. Ennél a rendszertípusnál figyelembe kell venni a talaj szivárgási tényezőjét és a talajvíztükör mindenkori helyzetét, mert könnyen előállhat a talajvíz elszennyeződése [4.2][4.3][4.4][4.5][4.6] [4.7].

A vízi tisztítási eljárásoknál az előülepített szennyvíz vízinövényeket és -állatokat tartalmazó medencébe vagy medencerendszerekbe kerül. Itt a tisztítás elsősorban biológiai, másodsorban fizikai és kémiai folyamatok eredője. A rendszerek csoportosítása a tavakban lejátszódó folyamatok és a tavak építési paraméterei szerint történik [4.2][4.3][4.4][4.5][4.6][4.7].

A BMKO-rendszer magyar fejlesztés, az első telepet az Alföldön helyezték üzembe 1971-ben. A rendszer a vízi tisztítási módon alapul, szükség esetén mechanikai levegőellátással kiegészítve [4.2].

A gyökértéri tisztítási módszer átmenetet képez a vízi és a szárazföldi tisztítási rendszerek között. Ennél a technológiánál az előülepített szennyvíz növényzettel beültetett, vízzel telített talajú medencébe jut, ahol vagy teljes egészében a talajban áramlik, vagy megjelenik a talaj felett is. Itt a szennyezések eltávolítása döntően biológiai, részben fizikai és kémiai folyamatok eredménye [4.2][4.3][4.4][4.5].

Az élőgépek-technológia komplex eljárás, mely magasabbrendű élőlényeket is tartalmazó ökológiai társulásokat használ a víz hatékony tisztítására. A 'gépelemek' a fentebbi technológiai eljárások során alkalmazott egységek kombinációi [4.4].

4.2., A TERMÉSZETKÖZELI TISZTÍTÁS TÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉSE

A természetes szennyvíztisztítási módszerek a legősibb kezelési technológiák közé tartoznak. A településeken keletkező szennyvíz föld alatti medencében történő tárolása, vagy elöntözése jól ismert eljárás volt a múlt században. A szennyvíz szerves anyagainak lebontása a talajban, vagy a befogadó vízfolyásban, illetve tóban történt meg a vízi ökoszisztémák természetes öntisztuló képességének felhasználásával. A XX. században a természetes tisztítórendszereket háttérbe szorították a mesterséges, műtárgyakban végbemenő biológiai oxidációs szennyvíztisztítási eljárások. Ezek a módszerek ugyan mind beruházási, mind működési költség tekintetében drágábbak voltak a természetes módszereknél, de a tisztítási folyamat intenzívebb és jobban kézben tartható volt. A természetes eljárások háttérbe szorulásához hozzájárult az is, hogy tervezésükre és működtetésükre vonatkozóan nem állt rendelkezésre elegendő információ. A természetes szennyvíztisztító rendszerek újbóli elterjedése az 1970-es évek közepétől Kickuth munkája nyomán kezdődött meg. Jelenleg többszáz természetes szennyvíztisztító telep működik a világ fejlett országaiban, például Dániában, Németországban, az USA-ban, Nagy-Britanniában, Ausztráliában és Kanadában. A meglévő tisztítótelepek működési tapasztalatainak szintetizálása révén egyes teleptípusok esetében (pl. gyökérzónás eljárás, wetland) tervezési és működtetési irányelvek kidolgozására is sor került, ami az eljárások elterjesztésének alapja [4.3].

4.3., AZ ELŐTISZTÍTÁS FONTOSSÁGA

A természetközeli tisztítási rendszereknél - miként a nem-természetközeliéknél is - alapvető fontosságú az üleptíthető anyag első fázisban történő eltávolítása. Ennek szükségessége a következőkkel indokolható [4.3][4.7][4.8][4.9]:

- az előülepítéssel általánosan 30%-kal csökken a telepre jutó BOI_5 -, és 30%-kal a KOI_{Cr} -terhelés, mely KOI_{Cr} - és BOI_5 -különbség az iszapban „raktározódik”;
- a nagyobb szemcseméretű szennyeződés a szűrőközegben - tehát a talajmátrixban - könnyen eltömődést, azaz dugulást okoz⁽¹⁴⁾ - ennek során a tisztítás hatásfoka egyértelmű romlik, és
- kevés olyan, a tisztítás során felhasználható növényfaj ismert, mely tolerálja az igen magas KOI -értékkel és sok nagy szemcseméretű lebegővel érkező szennyvizet.

Az előülepítő feladata a szennyvízzel érkező, a víznél nagyobb fajsúlyú komponensek leválasztása. A üleptíteni kívánt anyagok viselkedésük szerint két részre oszlanak: különálló szemcsékből felépülő lebegőanyagok - ilyen például a homok,- és könnyen pelyhesedő lebegőanyagok [4.3][4.5][4.7][4.8] [4.9].

Ideális, homogén, gömbalakú részecske ülepedését Stokes törvénye írja le [4.5][4.7][4.9][4.10] [4.11], mely szerint

(A.,)

$$v = g d^2 (\rho_a - \rho_f) / 18\mu, \text{ ahol}$$

- ‘v’ az ülepedés sebessége [cm/s],
- ‘g’ a nehézségi gyorsulás [cm/s²],

¹⁴ Ez hatás a nem-természetközeli telepek esetén például egy ott működő szivattyúnál sokkal problémásabb.

- ‘ ρ_a ’ az ülepítendő anyag fajsúlya [g/cm^3],
- ‘ ρ_f ’ a folyadék fajsúlya [g/cm^3],
- ‘ d ’ a vizsgált részecske átmérője [cm] és
- ‘ μ ’ a folyadék viszkozitása [cm^2/s].

A részecskék ülepedését - és a Stokes-törvény érvényességét - befolyásolhatják a következő tényezők:

- a megfelelő hatásfok elérése érdekében az áramlásnak laminárnak kell lennie;
- a víz sűrűségváltozásának függvényében másodlagos áramlások jöhetnek létre az előülepítőben; e jelenség leggyakoribb kiváltó oka a hirtelen hőmérsékletváltozás, például egy melegebb szennyvíztömeg;
- amennyiben az ülepítendő szemcsék mennyisége meghaladja az 1 g/l-t, akkor a szemcsék már egymást gátolják az ülepedésben.

A különálló részecskék ülepedését csak a felületi terhelés és az ülepedési idő fogja befolyásolni, független lesz a medence mélységétől és az átáramlási sebességtől mindaddig, míg utóbbi el nem éri azt a határsebességet, melynél a leülepedett hordalék ismét felkavarodik [4.7][4.9].

A pelyhesedő szemcsék kiülepedését jellemzi, hogy az ülepedés folyamán a szemcse mérete fokozatosan nő, ami a folyamatos flokkuláció következménye. Az átmérő folytonos növekedésével az ülepedés sebessége is nő. Tehát a pelyhesedő anyagok ülepedését a felületi terhelés és az ülepedési idő mellett a medence mélysége és az átáramlási sebesség is befolyásolni fogja [4.7][4.9].

Az alkalmazott ülepítők többféle módon csoportosíthatók, egyik szempont a víz áramlása. Ennek megfelelően elkülönítünk

- vízszintes és
- függőleges

áramlású ülepítőket. Az ülepítő funkciója szerint lehet

- előülepítő és
- utóülepítő.

A vízszintes áramlású ülepítőket általában előülepítésre alkalmazzák. Jellemzője, hogy igen jól eltávolítja a szemcsés anyagokat. Épülhetnek egy-, két- vagy többszintes kivitelezésben. A függőleges átáramlásúak általában az utóülepítésben játszanak kiemelkedő szerepet [4.5][4.7][4.9].

4.4., A GYÖKÉRTÉRI TISZTÍTÁS VÁZLATOS ÁTTEKINTÉSE

Jelenleg a szakdolgozati területemen alkalmazott gyökértéri tisztítási módszereknek csak igen vázlatos áttekintését adom meg, mivel dolgozatom következő fejezetében szándékozom részletesen tárgyalni mindezt.

A gyökértéri tisztítás lényege abban áll, hogy az előkezelt (általában csak előülepített) szennyvizet növényzettel beültetett, a környező vízforgalomtól elszigetelt talajagyakra vezetik. A szennyvíz tisztulása a talajban, a beültetett növényzet gyökerein és rhizómáin, valamint a növényzet szárán található mikrobiális szövetek biológiai tevékenységének hatására következik be [4.2][4.3][4.4][4.5][4.6] [4.8][4.13].

A gyökértéri rendszerek csoportosítását az áramlás módja szerint végezhetjük el: az áramlás történhet csak a talajban (ekkor felszínelatti átfolyású rendszerről beszélünk), vagy pedig a víz a felszínen is megjelenhet (ez a felszíni átfolyású tisztítási rendszer). A felszín alatti áramlási rendszerekből kétfajta ismeretes: horizontális és vertikális áramlású [4.2][4.3][4.4][4.5][4.6][4.8][4.13].

A gyökértéri szennyvíztisztításnál a tisztítási folyamat egy szennyvízzel telített, gyökerekkel erősen átszőtt, kb. 60-80 cm vastagságú talajmátrixban történik. A szennyezőanyag a szilárd talajmátrixban lebomlik, megkötődik, a nitrogénformák - ideális működési paraméterek között - denitrifikálódnak. A szennyezőket a talajban főleg a nád gyökeréhez és rhizómájához társuló mikroflóra bontja le, de ezt fizikai és kémiai folyamatok is segítik. A nádgökörek által adott ortogonális hálózat a talaj vízáteresztő képességét fenntartja, illetve a gökörek növekedése hozza azt létre. A növények nagy párologtatása - különösen a vegetációs periódusban - jelentősen⁽¹⁵⁾ csökkenti az elfolyó víz mennyiségét [4.2][4.3][4.4][4.5][4.6][4.8][4.12][4.13][4.14].

A technológiában a nád elsősorban nem tisztító szerepet tölt be - a talajtest az aktiváló rendszeralkotó. A nád számára szükségtelen, hogy a talajkapillárisokon keresztül vegyen fel levegőt, ugyanis megfelelően el tudja magát látni az aerenchymán keresztül oxigénnel úgy, hogy a gökörek mellett apró aerob foltok jöjjenek létre az amúgy anaerob talajban. Így biztosítottak lesznek az életfeltételek mind az aerob, mind az anaerob társulások számára [4.2][4.3][4.4][4.5][4.6][4.8][4.12][4.13].

¹⁵ A párologtatás mértéke a vegetációs periódusban a mindenkor befolyó szennyvíz mennyiségének akár 20%-a is lehet.

5., A GYÖKÉRTÉRI TISZTÍTÁS ÁLTALÁNOS ÁTTEKINTÉSE

Szakdolgozatomban ezen részében a gyökerteres szennyvíztisztítás általános jellemzését fogom megadni. Említeni fogom a módszer lehetséges típusait, a tisztításban felhasználható növényzetet. Jellemezni fogom a nádágak betöltött talaját, annak hidrológiai, különösen szivárgási tulajdonságait. Leírást fogok adni az alkalmazott növényzetről - jelen esetben a közönséges nádról -, valamint annak gyökerén, rhizómáján és a talajmátrixban található mikroflóra mikrobiális működéséről, lebontásban játszott szerepéről négy nagyobb csoport - a nitrogéntartalma, a kén tartalma, a foszfortartalma és az egyéb szerves vegyületek - esetén. A gyökerteres szennyvíztisztítás lelke a nádág, itt mennek végbe a legfontosabb tisztítási folyamatok, emiatt a rendszer ezen egységéről részletesebben kell értekezni. A gyökérszűrő tisztítási folyamat során az előülepitett szennyvíz a nád (*Phragmites australis* vagy *Phragmites communis*), gyékény (*Typha latifolia*) vagy sás (*Scirpus lacustris*) rhizómaival, illetve gyökereivel sűrűn átszőtt talajmátrixba jut, ahol a szennyezők lebontása döntően biológiai folyamatok történik meg. Európában elsősorban a nád alkalmazása terjedt el, emiatt én is ennek a rendszernek a részletes jellemzését adom meg.

5.1., A NÁDÁGY NÖVÉNYZETE

A nád (*Phragmites*) nemzetségbe három faj tartozik. Mindannyian magastermetű, keményszárú fűfélék, tövük hosszú tarackos. Bugavirágzatuk feltűnően terebélyes, az egyes füzérkékből a legalsó virág egyivarú, porzós, míg a többi hímnős. Egy fajuk a trópusi Ázsiában, míg egy másik Argentínában honos. A nemzetség harmadik faja, a nálunk is gyakori közönséges nád (*Phragmites communis* = *Phragmites australis*) mint kozmopolita növény az egész Földön mindenütt előfordul, még az Északi-sarkvidékre is felhatol.

Ez az évelő fűféle 1–4 m magasra nő meg, de keskeny, szálcsipő levelei csak 1–3 cm szélesek. Bugavirágzata igen nagy: 20–50 cm hosszúságot is elér. Száraz talajon csak kivételesen telepszik meg. Elsősorban folyók, tavak, mesterséges csatornák és halastavak partjain terem, ahol igen gyakran a parti növényzet jellegzetes, uralkodó eleme, de megtalálható nedves, zsombékos réteken, legelőkön, ártéri erdők (főleg tölgyesek) mocsári növényzetében is. Erőteljes sarjadzóképesége miatt partok védelmére, illetve víz alá került szárazföldek visszahódítására mesterségesen is telepítik.

A nagyobb állományokat alkotó nádasokat a téli hónapokban mindenütt rendszeresen levágják. A “nádszál” a legkülönbözőbb célokra használható, nagy értékű növényi nyersanyag. Főleg az építőipar igényel nagy mennyiségű nádat, de kosarakat, kerti bútort is lehet belőle készíteni [5.1].

Minden növény igényli működéséhez az oxigént. A nád rendelkezik egy aerenchyma nevű szövetrel, mely a levél és a szár közvetítésével eléri, hogy a hajszálgökök a légkörrel közvetlenül kapcsolatban álljanak - ezáltal a talajban aerob foltok jönnek létre a gökök közvetlen környezetében [5.1][5.2][5.3][5.4][5.5][5.6][5.8][5.9].

5.2., A NÁDÁGY TALAJÁNAK SZEREPE ÉS JELLEMZŐI

A gyökérszomszédos rendszerekben a tisztítandó szennyvíz az elhalt gökök és rhizómák helyén kialakult terekben, illetve a talajmátrix pórusaiban áramlik [5.2][5.3][5.4][5.5][5.6][5.7][5.8][5.9][5.10]. Mivel mind a nád növekedését, mind a víz áramlási sebességét és tulajdonságai a talaj határozza meg⁽¹⁶⁾, a talajok mikroszerkezetéről itt részletesebben kell szólni.

A víz a talajban első közelítésben a pórusokban - a szemcsék közötti folytonossági hiátusban - áramlik. Ezek lehetnek [5.11][5.12][5.13][5.14][5.15]

- egyszerű illeszkedési hézagok,
- hólyagüregek,
- üregek,
- csatornák,
- kamrák és
- repedések.

A tényleges áramlást meghatározza, hogy a fentebbi pórusok képesek-e egymással kommunikálni, azaz kialakul-e a hidraulikus folytonosság. Az áramlási tulajdonságok függeni fognak még a pórusok méretétől is. A talajban előforduló víz osztályozandó a ráható kötőerők típusa és mértéke szerint, mely szoros összefüggésben lesz a víz mozgására rendelkezésre álló térrel [5.11][5.12][5.13]. Ezek szerint elkülönítünk

- kémiaiilag kötött vizet, mely a rácsba épül be, döntően kristályvíz formájában - a vízmozgásban nem vesz részt,
- klatrátokban - például zeolitokban - tárolt vizet (a vízmozgásban szintén nem játszik szerepet),
- fizikailag kötött vizet, mely a közvetlenül talajszemcsék felületén tapad meg, melynek eltávolításához szükséges nyomás 5-120 MPa között változhat; a vízmozgásban részt vehet, de növények számára csak a leggyengébben kötött része vehető fel,
- kapillárisvíz, mely a 0,2 - 10 mm átmérőjű kapillárisokban található és kapillárisemelkedési magasságuk a Juren-képlet segítségével számítható (végtelen hosszú időre)

(B.,)

$$h = 0,153/r$$

- szabad víz, mely lehet

¹⁶ Elsősorban a szivárgási tényezőn keresztül.

- a 10 - 50 mm átmérőjű kapillárisokban lévő kapillárisgravitációs víz - itt már a gravitációs hatás a kapillárisemelkedésnél nagyobb, emiatt a víz a kapillárisokban lassan lefelé mozog,
- és lehet gravitációs víz, mely az 50 mm-nél nagyobb átmérőjű pórusokban mozog, döntően a gravitáció hatására.

A talajban a víz mozgását a keresztmetszet, a hidraulikus nyomáskülönbség, a hidraulikus vezetőképesség és a vízmozgás hossza határozza meg. Az összefüggést legegyszerűbben Darcy tapasztalati törvénye írja le [5.14][5.15][5.16]:

(C.,)

$$Q = -k F (dh/dl), \text{ ahol}$$

- ‘Q’ az időegység alatt átfolyó vízmennyiség [mm³/s],
- ‘F’ a vízmozgás keresztmetszete [mm²],
- ‘k’ a hidraulikus vezetőképesség vagy szivárgási együttható [mm/s], és
- ‘dh/dl’ a hidraulikus gradiens.

SZEMCSE- ÁTMÉRŐ		NÉV - TALAJFAJTA	k _{MAX} m/s	k _{MIN} m/s	k _{ÁTL} m/s
>64	mm	görgeteg	10 ⁻¹	5	-
16-64	mm	durvakavics	10 ⁻²	1	-
8-16	mm	közepes kavics	10 ⁻⁴	10 ⁻²	3,5 10 ⁻²
2-8	mm	finom kavics	10 ⁻⁴	10 ⁻²	2,5 10 ⁻²
0,5-2	mm	durva homok	10 ⁻⁵	10 ⁻²	10 ⁻⁴ - 10 ⁻³
125-500	µm	közepes homok	10 ⁻⁶	10 ⁻³	10 ⁻⁴
62-125	µm	finom homok	10 ⁻⁶	10 ⁻³	10 ⁻⁵ - 10 ⁻⁴
31-62	µm	agyagos homok	10 ⁻⁷	10 ⁻⁴	10 ⁻⁶
16-31	µm	iszap	10 ⁻⁹	10 ⁻⁶	10 ⁻⁹ - 10 ⁻⁷
8-16	µm	lössz	10 ⁻¹⁰	10 ⁻⁵	-
2-8	µm	lösszös agyag	10 ⁻¹⁰	10 ⁻⁶	10 ⁻⁹ - 10 ⁻⁸
<2	µm	agyag	10 ⁻¹²	10 ⁻⁸	10 ⁻¹² - 10 ⁻⁹

*A szivárgási tényező jellemző értékei és változása
a szemcsemérettel, FETTER (1995) szerint, átdolgozva*

A szakirodalom a nádágy talajának mindössze egy paraméterét, a ‘k’ értékét határozza meg, általában 10⁻³ - 10⁻⁵ mm/s-os értéket javasolva [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9]. Ilyen ‘k’-értékkel a

homok-finomhomok szemcsemérettartomány rendelkezik [5.14][5.15][5.16]. Ennél nagyobb 'k'-érték esetén a szennyvíz a talajban hamar átáramlik, azaz a szükséges időnél kevesebbet tartózkodik a nádágban. Sokkal nagyobb problémát jelent, ha a 'k' kisebb a fenti értékeknél - ilyen esetekben vagy nagyon lassú az áramlás, vagy pedig lehetőség nyílik a kámi telepen tapasztalható rövidzárlat kialakulására. Ilyen kis szivárgási tényezővel a kötött, agyagos talajok jellemezhetőek, mely esetben

- a víz a szükségesnél tovább tartózkodik a nádágban,
- a pórusok igen könnyen eltömődnek, ezáltal a megszüntetve a hidraulikus folytonosságot,
- a növényzet igen lassan növekszik, és
- a vékony kapillárisokból igen nehéz a gyökérzetnek felvennie a vizet.

A nádág talajának telepítésénél vigyázni kell a tömörödésmentességre, ugyanis ez jelentősen befolyásolhatja a 'k' értéket [5.16]. Emiatt javasolt a talaj kézi betöltése.

5.3., NITROGÉNTARTALMÚ VEGYÜLETEK VÁLTOZÁSAI

A nitrogéntartalmú vegyületek változásait igen fontos követni a tisztítási folyamat során, ugyanis a befogadóba történő bebocsátás törvényileg szabályozott értékei mellett a lentebbi tényekkel is számolni kell [5.3][5.4][5.5]:

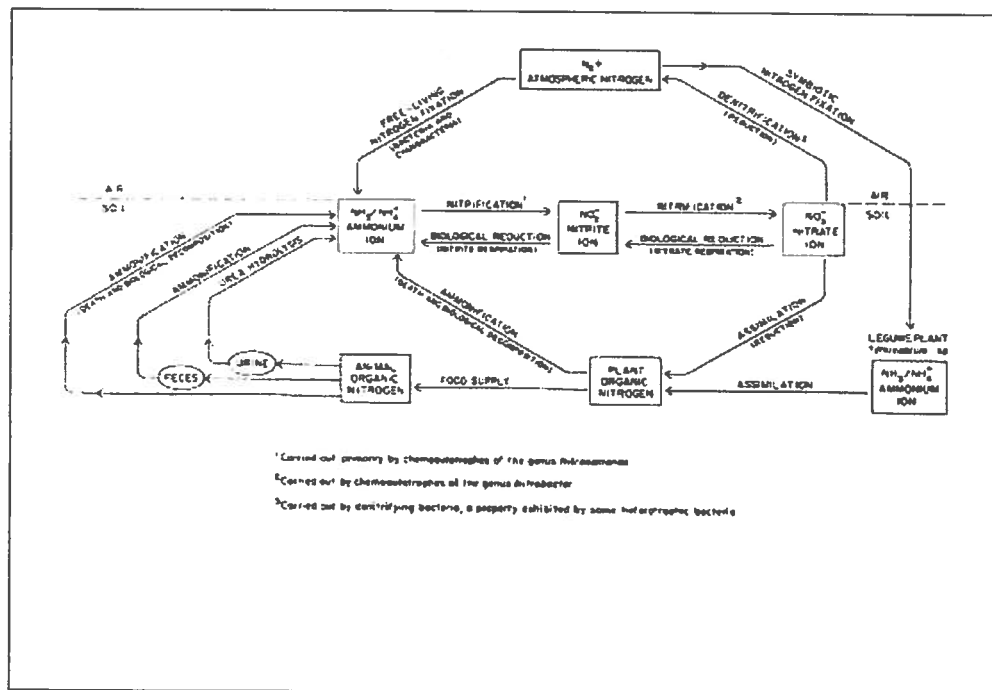
- a nitrát káros közegészségügyi hatása,
- a nitrit életveszélyes közegészségügyi hatása⁽¹⁷⁾, valamint
- az ammónia toxicitása⁽¹⁸⁾.

¹⁷ A nitrit a vörösvérsejtben lévő oxigénszállító hemoglobin központi részével erősebb kötést alakít ki, mint az oxigén, ezért az a vörösvérsejt oxigénszállító-képességét elveszíti - emiatt először oxigénhiány, majd idővel fulladásos halál állhat be.

A nitrogénformák átalakítása - a foszforformákkal szemben - rendelkezik azzal az előnnyel, hogy lehetőség van nemkáros, gáznemű végtermékek (N_2 , N_2O , NO , NH_3) kialakulására, mely a növényzetet volutilizációval hagyhatja el, a talajból pedig egyszerű diffúzióval távozhat. A nádágyba bejutó nitrogén jó része ammóniumként, kisebb része szerves nitrogénvegyületként (aromás és egyéb nitrogén formájában) van jelen. A nádágyban a nitrogénformák átalakulása következhet be az alábbi reakciók szerint: [5.3][5.4][5.5][5.6][5.7][5.8][5.9][5.17][5.18]:

- ammonifikáció,
- nitrifikáció,
- nitrát-ammonifikáció,
- denitrifikáció és
- nitrogénfixálás.

Az első folyamat irreverzibilis, a többi részlépés azonban egy nagy körfolyamat - a nitrogénciklus - részét képezi.



¹⁸ Mindez alacsonyabbrendű - a nitrogénciklusban is részt vevő - élőlényekre is igaz.

Az aminosavak ammonifikációja⁽¹⁹⁾ során az aminosavak aerob vagy anaerob módon degradálódnak, lebomlási termékeik a széndioxid, a víz és az ammóniumion lesznek. Nukleinsavak lebontásakor nukleotidok jönnek létre, melyek enzimatis degradációjánál ribóz, ribóz-1-foszfát és szabad nitrogéntartalmú bázisok jönnek létre. A purin aerob bomlásánál karbamid, széndioxid és ammónia keletkezik, a pirimidin pedig barbiturátokon vagy ureidopropionátokon át malonil-CoA-vá, széndioxiddá és ammóniává bomlik. A citozin szintén malonil-CoA-vá, a timin pedig metil-malonil-CoA-vá alakul. Az anaerob módon történő degradáció számos, igen ősi módon mehet végbe [5.7][5.8][5.9][5.17][5.18].

Kéntartalmú aminosavak lebomlásánál kénhidrogén-képződéssel is számolni kell. A kéntartalmú aminosavak bontásában a *Desulfovibrio desulfuricans* vesz részt, aerob illetve anaerob módon [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9][5.17][5.18].

Az ammonifikációt a *Pseudomonadales sp.* és az *Eubacteriales sp.* fajok végzik. A szerves nitrogénvegyületek lebontása nemcsak ammonifikációval, hanem hidrolízissel és mineralizációval is történhet. A lebomlási folyamatok pH-és hőmérsékletfüggőek.

Az így kialakult ammóniumion

- felszívódhat a nád gyökerébe,
- ioncserével immobilizálódhat és helyben kicsapódhat,
- elpárologhat ammóniaként⁽²⁰⁾,
- a mikrobák szervezetében újra szerves anyaggá alakulhat, és
- nitrifikálódhat.

Miután a legösszetettebb és legfontosabb lépés az utóbbi, erről külön kell szólni. A nitrifikáció során az ammonifikációban keletkezett ammóniumion két lépésben oxidálódhat [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9][5.17] [5.18]. Először megtörténik az oxidációja nitritté (így a

¹⁹ A folyamatot dezamiálásnak is nevezik.

²⁰ 8-8,5-ös pH-n és 20 °C-on az ammóniumionok 20-25%-a ammóniaként távozik.

nitrogén oxidációs száma -3-ról +3-ra nő, D. egyenlet), majd a nitrit nitráttá oxidálódik (így az oxidációs szám +3-ról +5-re változik, E. egyenlet).

(D.,)



majd az igen gyors

(E.,)



reakció következik. Ennek a folyamatnak az első lépését a *Nitrosomonas europaea*, *Nitrospira briensis*, *Nitrosococcus nitrosus*, a *Nitrosolobus multiformis* és a *Nitrosovibrio tenuis* fajok, második lépését pedig kizárólag a *Nitrobacter* sp. fajok végzik el [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9][5.17][5.18]. A folyamat hőmérséklet- és pH⁽²¹⁾-függő, és - mivel oxigén konszumulódik - a nádágy aerob területein játszódik le [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9].

Az át nem alakult ammóniumionok vagy elfolyás útján távoznak el a tisztítóból, vagy megtörténik felvételük a gyökérbe. Ez utóbbi lépés a flóra számára igen kedvező, hiszen az ammóniumban a nitrogén ugyanúgy -3-as oxidációs számmal rendelkezik, mint a belőle szintetizálendő vegyületek jó része, például az aminosavak [5.7][5.8][5.9][5.17][5.18].

A nitrifikáció során kialakult nitrát sorsa a következő lehet:

- felszívódás a gyökérbe vagy felvétel mikrobák által⁽²²⁾,
- eltávozás az elfolyó szennyvízzel,
- visszaalakulás ammóniummá, valamint
- átalakulás nitrogénné vagy dinitrogén-oxiddá.

²¹ Legnagyobb intenzitással a neutrális pH-tartományban játszódik le.

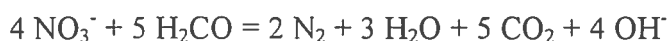
²² Itt nitrátredukcióval fog a nitrát az élő szervezet számára könnyebben beépíthető ammóniummá alakulni.

Mineralizációra és a talajkolloidon történő megkötődésre a nitrát esetében nincs lehetőség⁽²³⁾. A nitrogénné, nitrogénmonoxiddá vagy dinitrogén-oxiddá történő átalakulás igen kedvező folyamat a tisztítás szempontjából, hiszen ily módon a nitrogén stabil, inert⁽²⁴⁾ és legfőképp gáznemű anyag formájában távozik el. A nitrát elemi nitrogénné és dinitrogén-oxiddá történő alakulása a denitrifikáció, melyet döntően a *Pseudomonas stutzeri* és a *Micrococcus denitrificans* fajok végeznek el [5.3][5.4][5.5] [5.7][5.8][5.9][5.17][5.18].

A különböző denitrifikáló fajok pH-optimuma igen eltérő, emiatt nehéz megadni a talajban a denitrifikáció ideális pH-optimumát. Egyes kísérletek szerint 5-ös pH alatt a denitrifikáció legfontosabb terméke a nitrogén-monoxid, míg 7-es pH felett a dinitrogén-oxid, bár ez folyamatosan redukálódik nitrogénné [5.8][5.17][5.18].

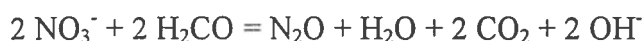
Maga a folyamat a következő:

(F.)



A dinitrogén-oxid keletkezése - a nitrogén keletkezéséhez képest - sokkal alárendeltebb; itt a következő folyamat játszódik le⁽²⁵⁾:

(G.)



A keletkezett nitrogén, nitrogénoxid és dinitrogén-oxid

- gázként eldiffundálhat,
- baktériumok által megkötődhet és felszívódhat a gyökerekbe, amennyiben a környezet nitrogénszegény, és

²³ Ennek magyarázata a nitrát jó oldékonyságában keresendő.

²⁴ Csak a képződő elemi nitrogénre igaz.

²⁵ Létező folyamat a nitrát redukciója is, mely folyamat a nitrátredukcióhoz képest sokkal bonyolultabbnak tűnik - a kérdések jó része még megválaszolatlan.

- visszaalakulása ammóniummá az *Azobacter sp.* fajok segítségével a következő módon:

(H.)



Az ammónium visszaalakulása nitráttá a nitrát-ammonifikáció folyamata, mely a következő módon játszódik le [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9][5.17][5.18]:

(I.)



Összefoglalásként elmondható, hogy a nádgyökerteres tisztítók gyökérszónájában és talajmátrixában a nitrogénformák egymásba alakulását meghatározó legfontosabb lépések a nitrifikáció, a denitrifikáció, az ammónia-volutilizáció és a nitrogéndiffundáció.

5.4., FOSZFORTARTALMÚ VEGYÜLETEK VÁLTOZÁSAI

Igen fontos a foszforformák jellemző folyamatainak követése, hiszen egyrészt a foszfor esetén nincs lehetőség gáznemű vegyületként történő eltávozásra, másrészt a nádgyökerteres technológiának - mint a természetközeli tisztítási rendszereknek általában - a foszfáteltávolítás a gyenge pontja. Összességében a foszfort és a nitrogént ezek a rendszerek kb. 30-50 %-os hatásfokkal képesek visszatartani. A magyarországi tapasztalatok ennél valamivel alacsonyabb értékeket mutatnak. A legtöbb szennyvíz esetében az oldhatatlan foszfor kb. 10%-a távolítható el az előülepítővel [5.3][5.4] [5.19].

A nádágyba beérkező foszfor a következő formákban lehet jelen [5.7][5.8][5.9][5.17][5.18]:

- ortofoszfátion
- kondenzált foszfátionok (piro-, meta-, polifoszfát) és
- szerves kötésben lévő foszfát.

A szerves kötésben lévő foszfát hidrolízissel szintén ortofoszfáttá alakul. A foszforformák változása mindösszesen háromféle módon lehetséges [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9][5.17][5.18]:

- a talajban élő mikro- és makroflóra felveszi és szervezetébe építi,
- a foszfát a talajba oldhatatlan foszfátvegyületek⁽²⁶⁾ formájában kiülepszik; különösen fontos tényező, hogy a nagy nehézfém-tartalmú vizekből lehetőség nyílik mind az előüleptetőben, mind a nádágyban nehézfém-foszfátok kiülepedésére; szélsőséges esetben ez az össz-foszfát mennyiségének a 30-40%-át is elérheti, valamint
- lehetséges a foszfátion adszorpciója és kemisorpciója vas- és alumíniumoxidok és -hidroxidok felületéhez, valamint agyagásványokhoz.

Pontosan a fentebb leírtak miatt, a nádágy a befolyó foszfornak csak igen kis részét tudja eltávolítani⁽²⁷⁾, emiatt esetlegesen újabb nádágakat vagy utótisztító tavat kell a rendszerbe kapcsolni. Amennyiben a foszfátmentesítés döntő többsége a talajkolloidban következik be, 20-25 évente szükséges a nádágy talajának cseréje [5.5][5.7][5.8][5.9].

Azért szükséges a foszfor koncentrációjának és koncentrációváltozásának mindenkori követése, mert hazánk klímáján szinte kivétel nélkül a foszfát okozza a sekély tavak és vízfolyások eutrofizációját [5.19].

5.5., KÉNTARTALMÚ VEGYÜLETEK VÁLTOZÁSAI - A SZAGHATÁS

A nitrogéntartalmú vegyületek ammonifikációja során lehetőség nyílik a vegyületek esetleges kéntartalmának mobilizálódására. A lebontódás forrása a protein, amely a szennyvízben lévő nem rohadó aminosavak és a vizeletben lévő instabil húgysavak formájában van jelen. A szagkeltő szulfidok nagyobb hányada azonban kéntartalmú szerves vegyületek degradációjából keletkezik. A

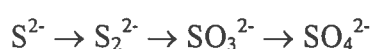
²⁶ Ezek általában vas-, kalcium- és alumínium-foszfátok.

²⁷ Ez a hatások elsősorban a talajtípustól függ. Magas alumínium- és vastartalmú talajok esetén jobb a hatások.

szulfid jelenléte a szulfátok és egyéb kéntartalmú szervesetlen vegyületek redukciójának eredménye is lehet [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9][5.17][5.18].

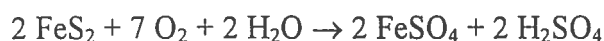
A proteinekből történő szulfidfelszabadításért az aerob *Desulfovibrio desulfuricans* a felelős, mely - pH függvényében - szulfidot, hidrogén-szulfidot vagy kénhidrogént termel. Anaerob körülmények esetén nincs lehetőség a szulfid oxidációjára, mely a talajban - főleg a *Thiobacillus sp.* fajok segítségével a következőképpen történik [5.17][5.18]:

(J.,)



Természetesen nem csak a fentebbi kénvegyületek jönnek létre vagy konsumálódnak a *Thiobacillus sp.* fajok működése során. Egyes fajok a tioszulfátot és az elemi ként is fel tudják használni energiaforrásként. Működésük jelentősen hathat a talaj pH-jára, például a

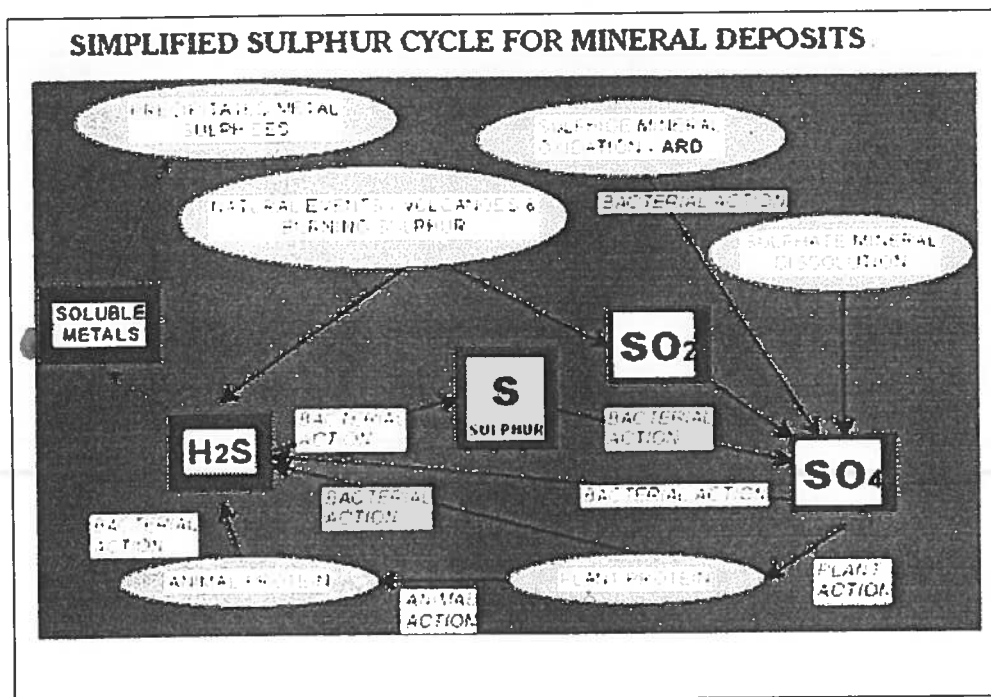
(K.,)



reakción keresztül.

A szennyvízben található oldott oxigén jelenléte vagy hiánya a hidrogén-szulfid jelenlétét vagy hiányát meghatározza. Oldott oxigén jelenlétében a kén szulfátként van jelen, oldott oxigén hiányában a szulfát a biológiai lebontás során szulfiddá redukálódik, miközben a szulfátvegyületekben lévő kötött oxigén szervesanyag lebontásához energiaforrássul szolgál. Ezen túl a szennyvíz pH-ja fontos is befolyásoló tényező. A szulfid a szennyvízben háromféle formában van jelen a pH-tól függően: S^{2-} -ion, HS^- -ion vagy H_2S formájában. Amíg áramló szennyvíz oldott oxigén koncentrációja nagyobb mint 1 mg/l, az oldott szulfid gyakorlatilag nulla, vagy csak nyomokban van jelen. Az aerob és az anaerob zónák relatív vastagságát az oxigén diffúzió mértéke befolyásolja. A bediffundálás mélysége elsősorban szennyvíz oxigén koncentrációjától, hőmérsékletétől és a szerves anyag koncentrációjától függ. Ha a szennyvíz oxigénkoncentrációja közel 0, tehát 0,1 mg/l-nél kisebb, az aerob réteg oxigénkoncentrációja az anaerob rétegből kijutó

szulfid oxidálásához elégtelen, így a szulfid az áramló szennyvízzel mozog [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9][5.17][5.18].



A kénformák a talajban természetesen nem csak oxidálódhatnak, hanem ellentétes folyamatok is lejátszódhatnak. Ezekben - a szulfátredukció lépéseiben - a *Desulfovibrio sp.* fajoké a főszerep [5.17][5.18].

A kéntartalmú vegyületek tárgyalásánál szükséges említeni a tisztítótelepeken fellépő szaghatásokat is. A tisztítótelepek legnagyobb szaghatását a szervesetlen gázok, döntően a hidrogén-szulfid, merkaptánok és az ammónia jelenléte okozza. A hidrogén-szulfid a szennyvízből - pH 5 alatti tartományban - kидiffundál, így szag keletkezik, mellékesen korróziót, respirációs problémákat, szélsőséges esetben robbanást okozva [5.5]. A keletkező szagokat a következő csoportokba szokták besorolni: görény-, rohadtkáposzta-, hal-, ammónia-, és záptojásszag [5.5].

- a gőrenyszagokat gyakran kénvegyületeket tartalmazó szerves gázok eredményezik. Ezek rendszerint merkaptánok;

- a rothadt káposzta szagokat a kénvegyületekkel társult szerves vegyületek keltik. Ezek rendszerint dimetil-szulfid eredetű vegyületek;
- a halszagok nitrogéntartalmú szerves vegyületek, ezek általában általában dimetil-szulfid jelenlétéből származnak;
- az ammóniaszag a nitrogéntartalmú szerves vegyületekből ered, pl. indol jelenlétéből. A fekáliaszagokat a szkatol okozza, amely nitrogéntartalmú szerves vegyület, és
- a záptojásszagok okozói a hidrogén-szulfid molekulák, míg a lebomló hússzagokat a diaminok okozzák, amelyek ammóniatípusú vegyületek.

A szagkiküszöbölés alapja az anaerob állapot keletkezésének megakadályozása, valamint a szagvegyületeket produkáló organizmusok aktivitásának gátlása ill. leállítása. A szagok elleni védelem alapja a tisztítótelep megfelelő tisztántartása is, ami azt jelenti, hogy az üzemeltetőnek a merülőfalakat, a válaszfalakat, a bukókat, az elvezetővályúkat, csatornákat, az iszapakkumulálódás helyeit rendszeresen tisztítani kell [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9].

5.6., EGYÉB VEGYÜLETEK - SZÉNHIDRÁTOK, ZSÍROK, LIPIDEK - DEGRADÁCIÓS FOLYAMATAI

Az előülepített szennyvizben található szennyezők lebomlása a nádágyban anaerob és aerob módon történhet. A lebomlásnál négy szakaszt különítünk el [5.5]:

- a fehérjék, szénhidrátok és zsírok lebontása enzimatis hidrolízis során aminosavakká, zsírsavakká, glicerinné és monoszacharidokká,
- az előző fázisból történő acidogenezis, melynek során alkoholok és savak jönnek létre az *Esherichia sp.*, *Pseudomonas sp.*, *Clostridium sp.* és *Bacillus sp.* fajok segítségével,
- a magasabbrendű zsírsavakból oxidáció révén ecetsav és szén-dioxid képződése, valamint
- széndioxid és metán keletkezése.

5.7., PESZTICIDEK, TOXIKUS FÉMEK

Fontos tárgyalni a szennyvízben esetlegesen előforduló peszticidek és nehézfémek viselkedését is. Mivel ezen téma részletes tárgyalás túlnyúlik a dolgozat keretein, emiatt csak a legfontosabb fémek általános toxicitásmechanizmusait fogom megadni, valamint csak a peszticidek biodegradabilitását csak átfogóan fogom tárgyalni.

A nádágy zónájába bekerülő bekerülő nehézfémion [5.3][5.4][5.5][5.7][5.8][5.9][5.17][5.18][5.20]:

- nagy stabilitási koefficiensű humuszanyagokkal kelátokat képez,
- agyagásványok⁽²⁸⁾ felületén adszorbeálódik,
- ioncseremechanizmusban vesz részt a talaj agyagásványaival, szervesanyagtartalmával és a talaj oxidjaival⁽²⁹⁾,
- oldhatatlan szulfid- vagy foszfátkomplexet képez,
- redoxfolyamatokban vesz részt⁽³⁰⁾,
- felszívódik az élőlények szervezetébe, valamint
- távozik az elfolyóval.

Az egyik legtöbbet tárgyalt összefüggés a pH és a nehézfém mobilitás kapcsolata. Általában a talajoldatban nő a felvehető formák mennyisége a pH csökkenésével, a legtöbb országban a 6,5 pH alatti értékeket tekintik a kockázatot növelő küszöbértéknek

A felszívódott nehézfémion az élő szervezetben toxicitásmechanizmust fejt ki. A toxicitás molekuláris értelmezéséhez ismerni kell az alapvető toxicitásmechanizmusokat [5.21][5.22].

²⁸ Mindez főleg a 2:1 típusú agyagásványok felületén következhet be.

²⁹ Ezek együttesen határozzák meg a kationkicserélődési kapacitást (CEC).

³⁰ Különösen igaz ez a mangánra, a krómra és a rézre.

- A fémionok kapcsolatba léphetnek a fehérje-, illetve az enzim molekulák olyan funkciós csoportjaival, amelyek bizonyos biokémiai folyamatokban fontos szerepet játszanak. A fehérjék -SH csoportjai nélkülözhetetlenek egyes redoxifolyamatokban, melyek során diszulfidhidak alakulnak ki. Ezek igen jelentősek a fehérjék harmadlagos szerkezetének kialakításában, s befolyásolhatják bizonyos enzimek aktivitását. A szulfhidrilcsoportokat némelyik nehézfémion (higany, ólom, kadmium) blokkolja [5.21][5.22].
- Az enzimaktivitás szempontjából fontos fémiont egy másik fémion kiszoríthatja az enzim aktív helyéről. Erre a mechanizmusra is számos példa hozható fel. Súlyos következményekkel jár az a kiszorításos reakció, amelynek során az alumíniumionok a magnézium aktiválta enzimekben a magnéziumionok helyébe lépnek. E fémionkiszorítási reakció következtében az enzimaktivitás nagymértékben csökken.
- Az enzim aktív helyét kompetíciós reakcióban valamilyen mérgező fém foglalja el. Az enzim aktív helyéért egy létfontosságú fémion (például a cinkion) és egy mérgező fémion (például a kadmiumion) verseng, s a gyorsabban beépülő, erősebb kötést létesítő – de az enzimaktivitást csökkentő – fémion válik az enzim integráns részévé [5.21][5.22].
- Bizonyos fémek hatására megváltozhat a biomolekulák aktív konformációja. A konformációváltozás igen súlyos következményekkel járhat. Ahhoz ugyanis, hogy a biomolekulák és a membránok biológiai funkciójukat el tudják látni, meghatározott térbeli felépítéssel kell rendelkezzenek. Némelyik fémion ezt a kívánatos szerkezetet stabilizálja, míg mások úgy módosítják a szerkezetet, hogy a biomolekula nem tudja ellátni a funkcióját. A nemkívánatos konformációváltozásának igen súlyos következményei lehetnek a genetikai információt tároló DNS-re nézve (például rák kifejlődése, torzfejlődés). Néhány fémion (kadmium, berillium, higany) esetében kimutattak ilyen hatást [5.21][5.22].

- Bizonyos körülmények között a hidrophil fémionból lipofil tulajdonságú molekula képződhet. Erre az átalakulásra a higany példája a legszemléletesebb [5.21][5.22].
- Mérgezést okozhatnak azok az oxidatív tulajdonságú, fémeket tartalmazó ionok, amelyek káros hatású gyököket termelnek. Példaképpen említhető a kromátion (CrO_4^{2-}), amely egyike a potenciális rákkeltő anyagoknak. A kromátion át tud jutni a sejthártyán, bekerülhet a sejtmagba, és bizonyos szerves molekulákat oxidálva olyan gyökök keletkezhetnek, amelyek reakcióba léphetnek a DNS-molekulával [5.21][5.22].

A fémtoxicitás nagy vonalakban történő tárgyalása után szólni kell a peszticidekről is. A szennyvizekben előforduló számtalan peszticid mindegyikének részletes lebontását lehetetlen lenne felsorolni, emiatt csak a legfontosabb peszticideket nevezem meg, valamint tárgyalom a peszticidmolekulák mikrobiális sejtekben történő aktív vagy passzív bioakkumulációját követő biodegradációját [5.7][5.9][5.18].

A legfontosabb, szennyvizekben előforduló peszticidek:

- aromás vegyületek: benzol, etilbenzol, fenol, krezol, toluol, xilol, katechol, rezorcium, hidrokinon stb,
- policiklikus aromás vegyületek: naftalinok, antracén, fenantracén, fluorantracén, benz(a)antracén, krizén, benz(a)pirén, benz(g,h,i)perilén, benz(k)fluorantracén, indeno(1,2,3)pirén stb;
- halogénezett szénhidrogének: 1,2-diklóretán, diklórmétán, tetraklórmétán, tetraklóretán, triklórmétán, triklóretilénvinil-klorid.

A peszticidek legfontosabb biodegradációs reakciói a lentebbiek [5.18]:

- hidroxilezés,
- dezalkilezés (fenil-ureátok, acil-anilidek, karbamátok esetén az *Alternaria sp.* és a *Trichoderma sp.* fajok segítségével játszódik le),

- éterkötés hasítása,
- aromás gyűrű oxidációja (orto- és meta-hasítás, valamint β -oxidáció során),
- epoxidáció (aldrin, izodrin, heptaklór átalakulása a *Penicillium sp.*, *Aspergillus sp.* fajok segítségével),
- redukciós reakciók (például a dieldrin lebomlása a *Pseudomonas sp.*, *Aerobacter sp.* és *Bacillus sp.* fajok segítségével),
- dehalogénezés (például a DDT⁽³¹⁾ átalakulása DDD⁽³²⁾-vé az *Enterobacter aerogenes* hatására),
- valamint szintetikus reakciók során.

³¹ 1,1,1-triklór-2,2-bisz-(p-klór-fenil)-etán.

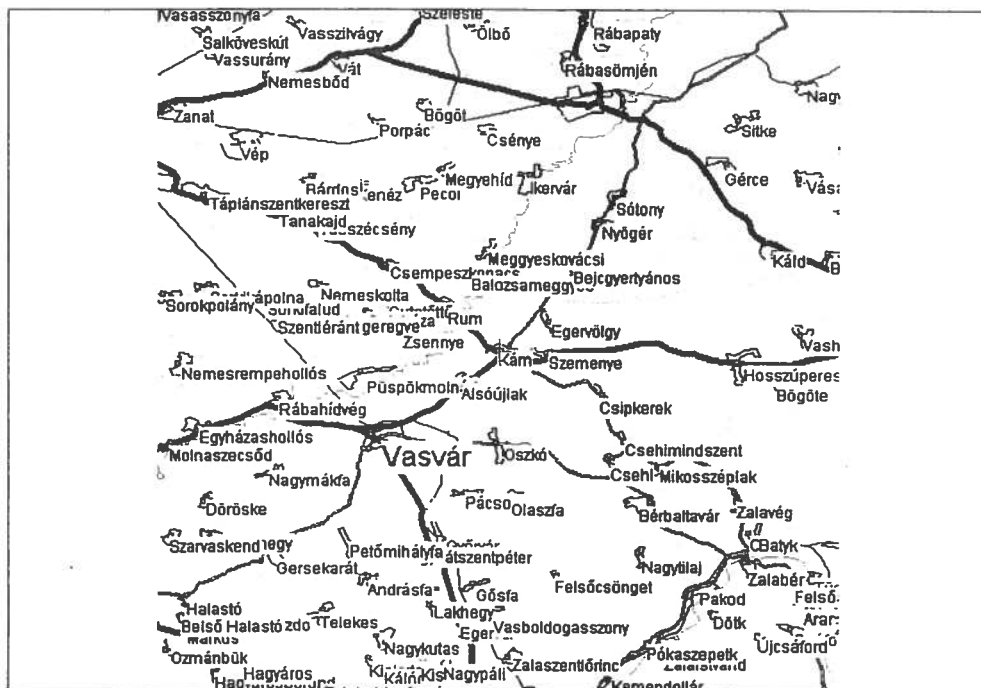
³² 1,1-diklór-2,2-bisz-(p-klór-fenil)-etán.

6., A VIZSGÁLT TERÜLET ÁLTALÁNOS BEMUTATÁSA

Szakdolgozatomban jelen részében tárgyalni fogom Kám kistelepülés elhelyezkedését, népességét, legfontosabb természetföldrajzi tulajdonságait, valamint részletezni fogom a település szennyvízkezelésében az elmúlt tíz évben bekövetkezett legjelentősebb változást: a falutól keletre épült gyökértéri tisztító létesítését. Említeni fogom a kivitelezés lépéseit, valamint tárgyalni fogom a telep létesítésének pénzügyi vonzatait.

6.1., KÁM TELEPÜLÉS FÖLDRAJZI ELHELYEZKEDÉSE, NÉPESSÉGE, IPARA

Kám települése Nyugat-Magyarországon, Vas megyében található, Veszprémtől mintegy 84 kilométerre nyugatra, Szombathelytől 27 kilométerre délkeletre, közvetlenül a 8-as főútvonal szomszédságában [6.1][6.2].



A település egy dombokkal határolt kisebb, sekély medencében helyezkedik el. A falu környékén egyetlen nagyobb felszíni vízfolyás, a Szent János-patak található, mely a Rábába torkollik. A település szlélekszáma 2002-ban 487 fő volt [6.3], tehát a kistelepülések csoportjába tartozik. A környék a VI. vízminőségvédelmi kategóriába tartozik [6.3][6.4][6.5][6.6][6.7][6.8][6.9].

Szükséges ismerni a falu lakosságának kiadott iparengedélyek számát és mibenlétét, hiszen ezzel követhető a potenciális vízszennyező iparterület hatása, másrészt az esetlegesen hiányzó jogkövető magatartás esetén nyomozhatók a tisztítótelepen lejátszódó folyamatok (például esetleges peszticidszennyezés).

A falu önkormányzata a lakosság részére a mai napig összesen 12 darab iparengedélyt adott ki, ebből három mezőgazdasági vállalkozásra jogosít fel⁽³³⁾ [6.3]. Az egyetlen, nem kommunális vízszennyező a környéken a tisztítótól pár tíz méterre, a befogadóval szemben működő tehenészet, mely szennyvizét minden bizonnyal tisztítatlanul vezeti a befogadóba és szivárogtatja a talajba.

6.2., A SZENNYVÍZKEZELÉSBEN BEÁLLT VÁLTOZÁS - A GYÖKÉRTÉRI TISZTÍTÓ LÉTESÍTÉSE

Szakdolgozati munkám jelen részében a Kám térségére jellemző olyan természet adottságokat foglalom össze tájékoztató jelleggel - terjedelmi okokból csak táblázatos formában - melyek valamilyen módon befolyásolhatják a gyökértéri tisztítás folyamatát [6.10].

PARAMÉTER	ÉRTÉK
Évi csapadék	700 mm
A párolgás és az évi csapadék különbsége	150 - 200 mm
Évi középhőmérséklet	9-9,5 °C
Januári középhőmérséklet	-2 - -1,5 °C
Júliusi középhőmérséklet	19 - 19,5 °C
Évi közepes hőingás	21-22 °C

³³ A fennmaradó iparengedélyek egyéb, a szennyvíz- és felszíni vízkezeléshez még kevésbé kapcsolódó munkaterületre - például kereskedő, villanyszerelő - vonatkoznak

Évi napsütés	1950-2050 h
A napsugárzás évi összege	4300 MJ/m ²
Uralkodó szél (ÉNY)	3-3,5 m/s

*Szombathely környékére
jellemző meteorológiai viszonyok.*

A környék jellemző talajfélesége a Ramann-féle barna erdőtalaj [6.10][6.11]. A talajtípus legfontosabb jellemzőit - csak vázlatosan - adom meg lentebb [6.10][6.11][6.12]:

- jellemző domborzat: hegy- és dombvidék;
- talajképző folyamatok: humuszosodás, kilúgzás;
- talajkémiája: A- és B szint enyhén savanyú, esetleg semleges;
- vízgazdálkodása: közepes vízáteresztő képesség; kedvező, valamint
- tápanyag-gazdálkodása: kálium-ellátottsága jó, nitrogén- és foszforellátottság közepes.

6.3., A SZENNYVÍZKEZELÉSBEN BEÁLLT VÁLTOZÁS - A GYÖKÉRTÉRI TISZTÍTÓ LÉTESÍTÉSE

Az Élővíz Kft. 1992-ben készítette el a községi szennyvíztisztító tervét a Kámi Polgármesteri Hivatal megbízásából. A nyomóvezetéken érkező, 75 m³/napnyi kommunális szennyvíz tisztítására alkalmas telep terve 1997-ben átdolgozva vízjogi létesítési engedélyt kapott. A kivitelezést a szombathelyi Vasi Vízkör Kft. végezte el. 1996. december 27-e és 1997. november 25-e között megépült 5163 folyóméternyi gerincvezeték, három átemelő és 225 házi bekötés. 1997. december 3-a és 1999. március 31-e között pedig maga a gyökértéri tisztítótelep készült el. A tisztító műszaki átadása 1998. augusztus 18-án volt. 1998. augusztus 19-e és 1999. március 31-e között a telep beüzemelése folyt, melynek során a telep fokozatos terhelése, a vízhozamkiegyenlítő szerkezetek és elosztók beállítása, valamint a műtárgyak működőképességének vizsgálata történt meg. A hatóságok két év próbaidőt írtak elő - négy féléves bontásban -, mely 2000. április 1-én kezdődött, és 2002. március 31-ig tartott [6.4][6.5][6.6][6.7] [6.8].

A tisztítótelep tervezése során az alábbi mennyiségi és minőségi paramétereket használták fel [6.4]:

NAPI ÁTLAGOS SZENNYVÍZMENNYISÉG:	77 m ³ /d
ÓRÁNKÉNTI ÁTLAGOS HOZAM:	3,2 m ³ /h (1,2 l/s)
ÓRÁNKÉNTI MAXIMÁLIS HOZAM:	7,7 m ³ /h (2,14 l/s)

		ÉRKEZŐ NYERS SZENNYVÍZ	ÜLEPÍTETT SZENNYVÍZ	ELFOLYÓ TISZTÍTOTT SZENNYVÍZ ⁽³⁴⁾
KOI _{Cr}	mg/l	800	640	75
BOI ₅	mg/l	350	280	25
NH ₄ -N	mg/l	80	-	10

Szükséges említeni a csatornahálózat és a tisztítótelep pénzügyi forrásait és bekerüléseit is, melyek a következők voltak [6.13]:

PÉNZÜGYI FORRÁSOK	
Szennyvízcsatornahálózat bekerülése	
– építés:	75'070'000.- Ft
– bonyolítás, műszaki ellenőrzés:	1'114'000.- Ft
összesen:	76'184'000.- Ft
Szennyvízcsatornahálózat forrásai	
– KKA:	22'855'000.- Ft
– TEKI:	30'473'000.- Ft
– társulati hitel:	20'000'000.- Ft
– önkormányzati támogatás:	2'856'000.- Ft
összesen:	76'184'000.- Ft
Szennyvíztisztító telep bekerülése	
összesen:	38'349'000.- Ft
Szennyvíztisztító telep forrásai	
– TEKI:	20'380'000.- Ft
– KKA:	7'123'000.- Ft
– jogi személyek:	3'400'000.- Ft
– saját forrás:	7'946'000.- Ft
összesen:	38'849'000.- Ft

³⁴ A közölt adatok a helyi területi határértékek.

7., A TISZTÍTÓTELEP RÉSZLETES JELLEMZÉSE

A mai napon Magyarországon összesen két horizontális gyökértéri szennyvíztisztító üzemel, egyik Kacorlak településen, a másik szakdolgozati helyemen, Kámon. Dolgozatom jelen részében a kámi szennyvíztisztító létesítményeinek jellemzését fogom megadni. A jellemzésnél csak azokra a tényekre fogok kitérni, melyek konkrétan jellemzik az alkalmazott technológiát - az általános folyamatok jellemzését az 5. fejezetekben tettem meg. Részletezni fogom a telepen épített műtárgyakat, valamint azok működési módját. Leírásomat a befogadó jellemzésével fogom végezni. Fontos említeni, hogy ezen fejezet témáját nem képezi a műtárgyak üzemi paramétereinek minősítő leírása, valamint a telep működése során az optimalizálás céljából tett változtatások - ezeket a továbbiakban fogom tárgyalni. A téma könnyebb feldolgozása végett dolgozatomhoz mellékeltem a telep alaprajzát és a műtárgyak műszaki rajzát is.

7.1., AZ ALKALMAZOTT TECHNOLÓGIA ÁLTALÁNOS BEMUTATÁSA

A kommunális csatornahálózatban összegyűjtött szennyvíz három átemelőn keresztül, nyomás alatt jut be a tisztító területére, legelőször is egy 120 m³ hasznos térfogatú háromkamrás előülepítőbe. Az előülepítő - a lökésszerű terhelések kiegyenlítésére - vízhozamkiegyenlítővel rendelkezik. Átlagosan 2-5 nap tartózkodási idő után a szennyvíz a felszín alatt, zárt műanyagcsövön gravitációsan áramolva a fő-, majd onnan a mellékelosztó műtárgyakra kerül. Elosztás után zárt műanyagcsövön jut a szennyvíz a nyolc darab, felszín alatti átfolyású, párhuzamosan kapcsolt nádágyba. A nádágy talajába történő beáramoltatás dréncsővön keresztül történik, melyben a víz horizontálisan, 1%-os eséssel áramlik át mintegy 5-12 nap⁽³⁵⁾ alatt. A nádágy talaja a beáramlási oldalon 60, a kifolyási oldalon 80 centiméter vastagságú. A nádágyak alján szintén dréncsővel gyűjtik a vizet, majd az egy vízszintszabályzó ellenőrző műtárgyon keresztül a nyílt levegőztető

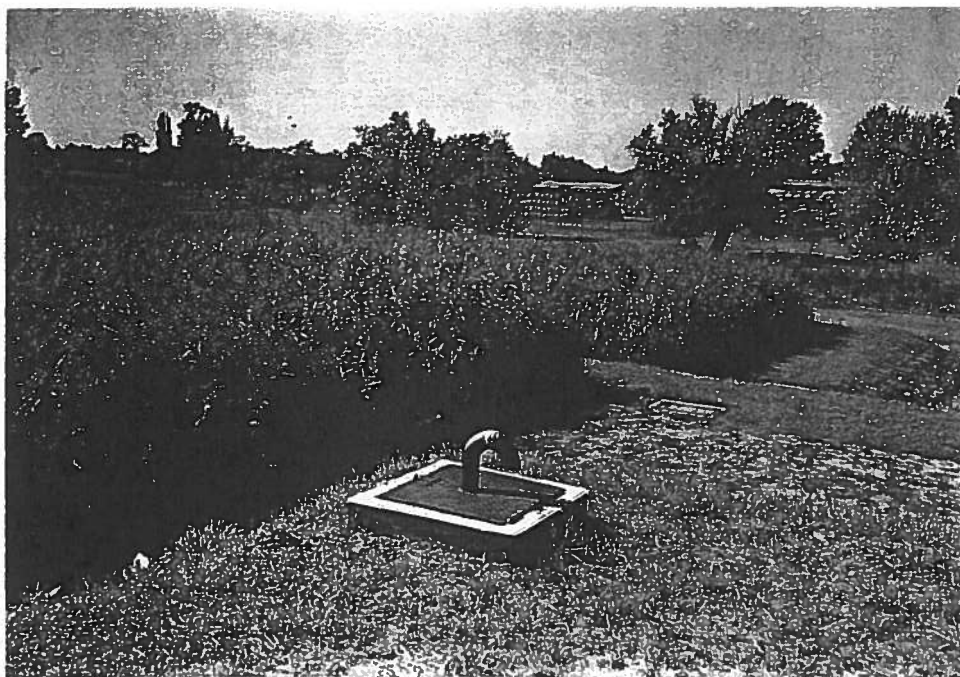
árkokba csepeg. Az árkok gyűjtik össze mind a nyolc nádágy vizét, majd azt a 400 m³ térfogatú utótisztító tóba⁽³⁶⁾ vezetik. Az utótisztító tóban átlagosan mintegy 8-12 napot tartózkodik a szennyvíz, majd egy szűrőprizmán és a vízhozammérőn keresztül áramlik be a befogadó Szent János-patakba [7.1][7.2][7.3][7.4][7.5][7.6][7.7][7.8][7.9] [7.10][7.11].

7.2., AZ ELŐÜLEPÍTŐ MŰTÁRGY

A kámi tisztítótelepen háromkamrás előülepítőt alkalmaznak, melyben a beérkező szennyvíz ülepezhető része kiválik és a fenéken - anaerob mikroorganizmusok hatására - bomlásnak indul. Szintén bomlásnak indulnak a felszínen úszó komponensek is. A felszínen úszó szennyeződések mennyisége növekszik, hiszen az anaerob bomlásból keletkező gázok (CH₄, NH₃, H₂S) a leülepedett szemcsékhez tapadva azok flotációját, majd úszását idézhetik elő. Emiatt az eltávozó víz lebegőanyag-szemcséket sodor magával. Ennek elkerülésére a teljes medencét 1/2 - 1/4 - 1/4 arányban három részre osztották - innen származik a háromkamrás elnevezés -, és a szennyvíz áramlását a vízmagasság alulról számított 2/3-ánál oldották meg, felülről merülőfalakkal határoltan. Az előülepítőben a szennyvíz tartózkodási ideje vízhozam függvényében 2-5 nap. A nádágysok optimális működése - tehát az állandó vízhozam elérése és a lökésszerű terhelések kerülése - érdekében vízhozamkiegyenlítő szerkezetet építettek az előülepítőbe [7.1][7.2][7.3][7.4][7.5][7.7] [7.15][7.16].

³⁵ Ideális üzemi viszonyok mellett.

³⁶ Használatos még az „utótó” kifejezés is.



Az előülepítőben felhalmozódó iszapot évente átlagosan kétszer távolítják el, az elszállításra a Florasca Környezetgazdálkodási Kft-vel jött létre szerződés. Az előülepítőben évente 91 m^3 szennyvíziszap keletkezik [7.1][7.2][7.3][7.4][7.5][7.14][7.15].

7.3., AZ ELOSZTÓ MŰTÁRGYAK

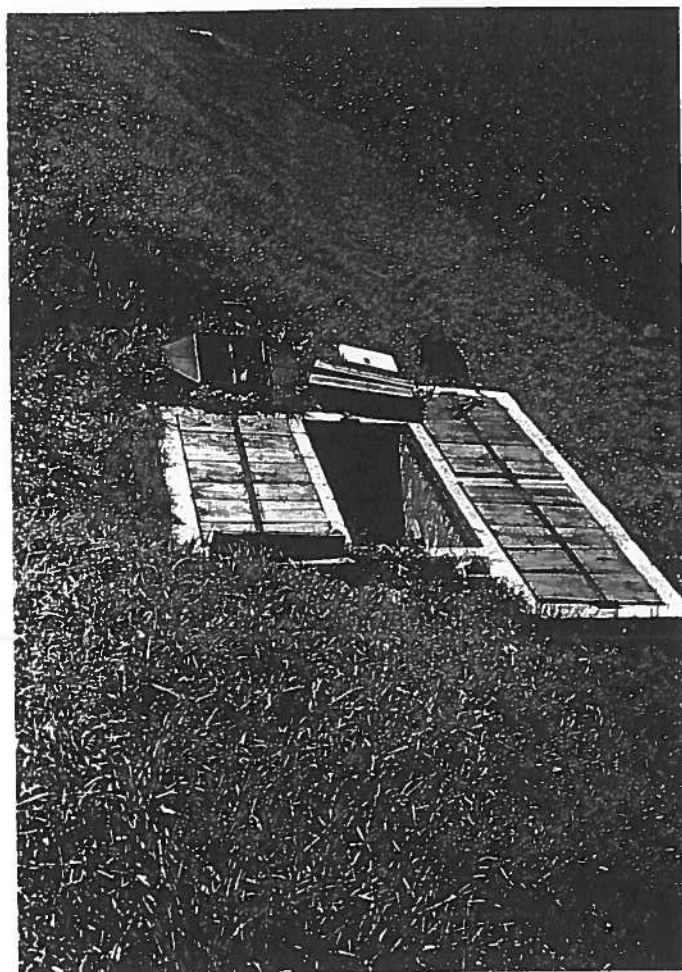
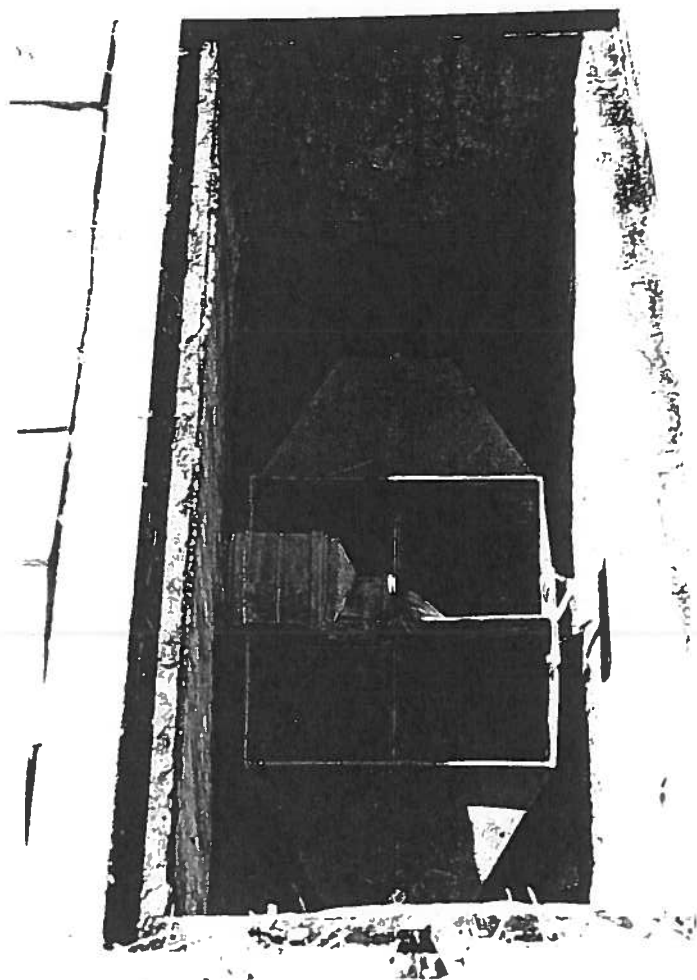
Az előülepítőből eltávozó szennyvíz NA-200 KG-PVC-csőn keresztül az előülepítőből gravitációsan, 1%-os lejtéssel kerül az attól 66 méterre lévő főelosztó műtárgyba, melyet a fentebbi ábra mutat be⁽³⁷⁾. A főelosztó műtárgy egy 70 cm mély betonmedencében vízszintes tengelyen elhelyezkedő, bádogból készült, közepén fallal kettéosztott dobozszerű tárgy. A szennyvíz a tengely felett folyik ki a falba betonozott NA-150 KG-PVC-csőből. Működésének lényege, hogy alapállásban - ez általában ferde állás - a magasabban lévő részére áramló víz súlya idővel a vízszintes tengelyen kibillenti az elosztót, ezzel egyrészt a benne lévő víz tovább tud jutni, másrészt pedig az eddig lent lévő fele tud vízzel megtelni. A pontos beállítás érdekében a befolyó

³⁷ A főelosztó műtárgy előtti, két darab, akácdeszkával borított medencénen helyezkedik el két mellékelosztó műtárgy.

150 mm-es cső egy elfordítható feltéttel rendelkezik, ezzel a szennyvíz bejutásának síkja a billegő tengelyéhez képest pár centiméterrel letolható. A billegőről elfolyó - és két részre osztott - szennyvíz NA-150 KG-PVC-csővön és elfordítható feltéteken át újabb két, hasonló betonaknában lévő billegőre kerül, melyek ismét két-két részre osztják azt [7.1][7.2][7.3][7.4][7.5][7.8][7.14][7.15].

A főelosztó műtárgyat a szennyvíz a műtárgy alapbetonjában lévő vályún, majd pedig PA-150 KG-PVC-csővön át hagyja el. A négy elfolyó cső az I. és II, a III. és IV, az V. és VI, valamint a VII. és VIII. nádágak még elválasztatlan vizét gravitációsan szállítja a mellékelosztó műtárgyakra. A nyolc nádág párhuzamosan kapcsolt. A mellékelosztó működése lényegében megegyezik a főelosztónál tárgyaltával. A fentebbi rendszer számos előnnyel rendelkezik, melyeket lentebb foglalkozunk össze:

- a beérkező szennyvíz tetszésszerű arányban osztható szét a nyolc nádágyon;
- beállítása és karbantartása egyszerű, nem igényel szakképzett személyzetet;
- minimális az üzemzavar esélye, valamint
- külső energiaforrást nem igényel.

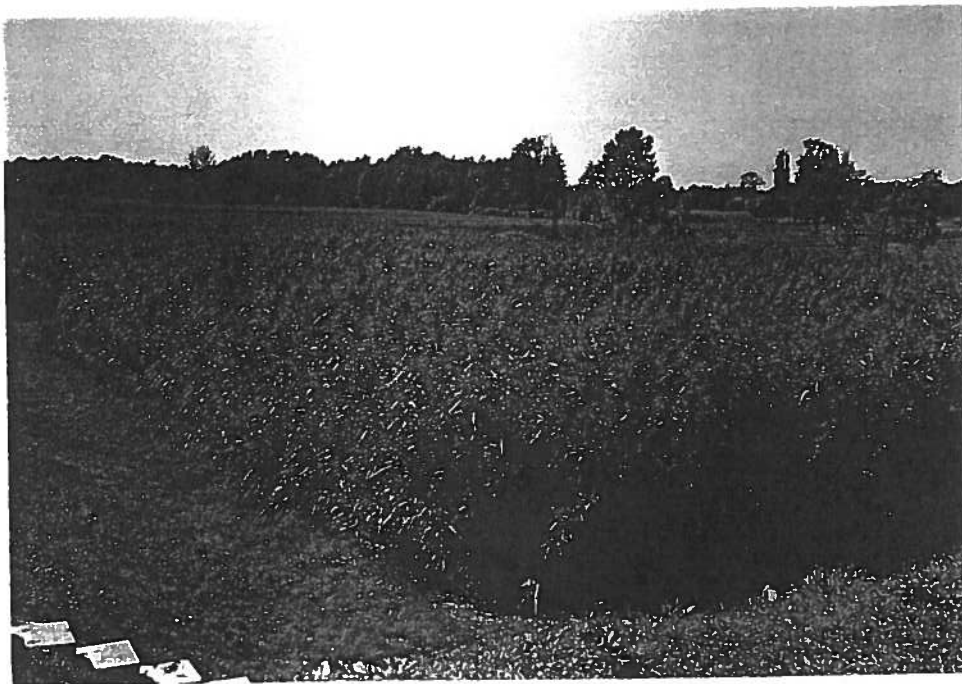


A mellékelosztó műtárgy üzemeltetése számos nehézséggel is járt, melyek a következők voltak [7.1][7.2] [7.3][7.4][7.5][7.14][7.15] :

- nehéz pontosan azonos vízhozamot beszabályozni;
- az elosztó beállítása időigényes, valamint
- további problémát jelent, hogy az elosztók faláról mállik a vakolat, amely a nádágy dréncsővébe jutva azok dugulását okozhatja.

7.4., A NÁDÁGYAK RÉSZLETES JELLEMZÉSE

Az elosztó műtárgyakról a szennyvíz NA-100-as (100 mm átmérőjű) PVC-csőn keresztül jut be a 16,6 méter legnagyobb szélességű és 24,1 méter legnagyobb hosszúságú nádágyba. A nádágy alakja jó közelítéssel egy fejreállított csomakagúla, melynek nagyobbik alapját adja a 16,6 x 24,1 méter, kisebbik alapja pedig 23,5 x 13,3 méter. A két alap között az összeköttetést 2:3 meredekségű rézsűk adják. A nádágy mélysége a befolyó oldalon 0,6, a kifolyó oldalon pedig 0,8 méter mély (felszíne pedig vízszintes), így biztosítva van az általánosan elfogadott és javasolt 1%-nyi lejtés [7.9][7.10][7.12] [7.13][7.14][7.15][7.17][7.18].



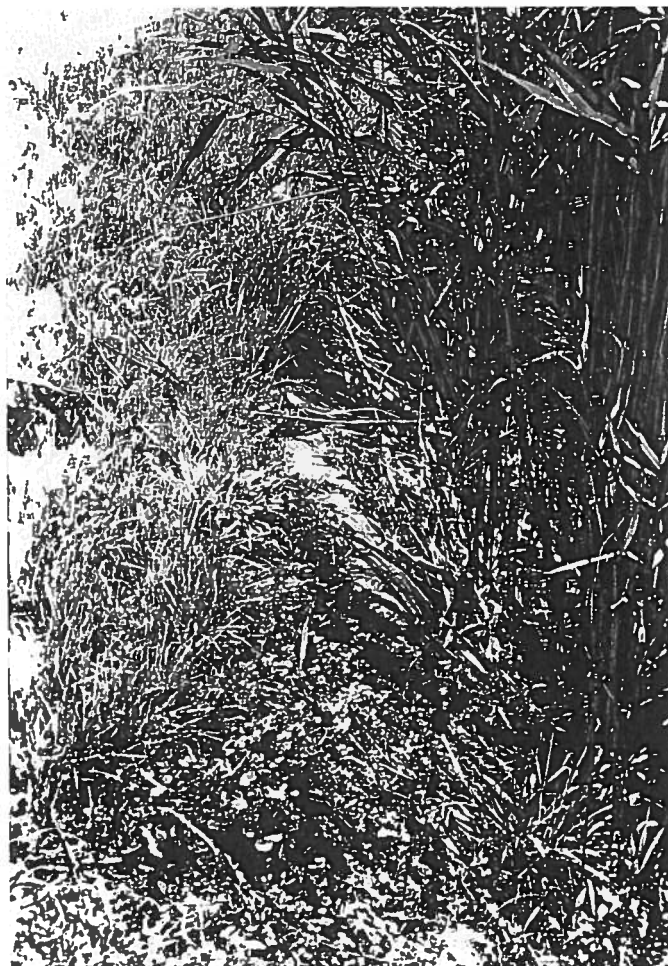
A nádágy általános szelvénye a befolyási oldalon a lentebbiekből tevődik össze, lentről felfelé vizsgálva [7.9][7.10][7.14][7.15].:

- termett (helyben maradt) talaj,
- 3 cm homok,
- geotextília,
- 1 mm-es Taurus fólia,

- geotextília,
- 32 mm-es szemcseátmérőjű kavics,
- 1 mm-es papír, valamint
- kevert talaj (maga a nádágy).

7.5., SZIGETELÉS

A tisztítást végző nádágyakat és a felszíni vízvezető árkokat a terület egyéb vizeitől - a NyuDuKöFe utasítására - szigetelni kellett⁽³⁸⁾ [7.1][7.2][7.3][7.4][7.5][7.14][7.15].



A szigetelés jelentősége indokolható, hiszen egyrészt fennállhat a lajvíz folyamatos elszennyeződésének veszélye, másrészt a nádágyhoz és az árkokhoz történő ismeretlen mennyiségű talajvíz-hozzáfolyás, valamint a nádágyból történő szintén ismeretlen mennyiségű szivárgás esetén a tisztítási folyamat és hatások gyakorlatilag követhetetlenné válik. A nádágyak szigetelését 1 mm-es vastagságú Taurus fóliával történt. A fólia 10 méter széles csíkokban került lehelyezésre, melyeket hegesztéssel rögzítettek egymáshoz. A Taurus-fólia alatt homokréteg, majd geotextil helyezkedik el. A homokréteg a talajeltávolítás után visszamaradt felszín egyenetlenségeit hivatott kompenzálni, a geotextil pedig az esetleges kiszakadástól védi a fóliát. A Taurus fólia fölött is geotextil-réteg található, ez a dolomit feltöltésekor és a dolomit súlyából származó nyomás miatti kiszakadástól védi a fóliát. Ez a felső geotextil-réteg csak a dolomitprizmák alatt került kialakításra [7.9][7.10][7.14][7.15].

7.6., DOLOMITPRIZMÁK ÉS SZENNYVÍZBEÁRAMOLTATÁS MÓDJA

A szennyvíz a nádágyak pereméig NA-100-as PVC-csőön jut el, magába a nádágyba az egyenletes elosztás végett pedig NA-100-as dréncsőön áramlik be [7.9][7.10][7.14][7.15].

³⁸ Hozzá kell azonban tenni, hogy a hidrológia tudományában általánosan ismert és alkalmazott „kis vízgyűjtő medence hidraulikája” modell szerint a területen a feláramlásoknak kell dominálniuk - ezt bizonyítja a befogadó patak jelenléte is.

A szennyvíz a nádág magasabb aljzatú részén, a rövidebb oldalon teljes hosszban, vonal mentén, mintegy 20 cm-rel a felszín alatt kerül bevezetésre. A drén vízszintesen került lefektetésre, a cső végét pedig a nádág sarkában felfelé meghajlítva kivezették a felszín fölé és ledugózták⁽³⁹⁾. Ezzel lehetővé vált, hogy az esetleges eltömődések elkerülése végett a dréncsövet tisztítani lehessen. Amennyiben a dréncsövet magába a talajba fektetik, igen könnyen előfordulhat, hogy az eltömődik. Ennek elkerülésére a csövet dolomitból készült prizmában vezetik végig, mely csökkenti az eltömődés veszélyét [7.9][7.10][7.14].

A tisztított szennyvíz összegyűjtése vonal mentén, NA-160-as dréncsövön történik, melyen át az ellenőrző aknába áramlik. A nádas medencék mindegyikéhez tartozik egy-egy betonakna, ahol a gyűjtődrén által begyűjtött szennyvizet flexibilis cső eresztí az aknába. Minden aknához két cső tartozik: az egyik a begyűjtött víz érkezik, a másik cső pedig a nádág kétharmadánál egy dréncsőben végződik. Előbbi a begyűjtött víz elvezetésén túl a vízszintszabályozásban is szerepet játszik, utóbbi pedig a nádágak vizének gyorsabb leeresztését teszi lehetővé. A medencékből kikerülő elfolyó szennyvíz - az oldott oxigén koncentrációjának növekedése végett - csepegtetve jut a levegőztető árkokba [7.9][7.10][7.11][7.14][7.15].

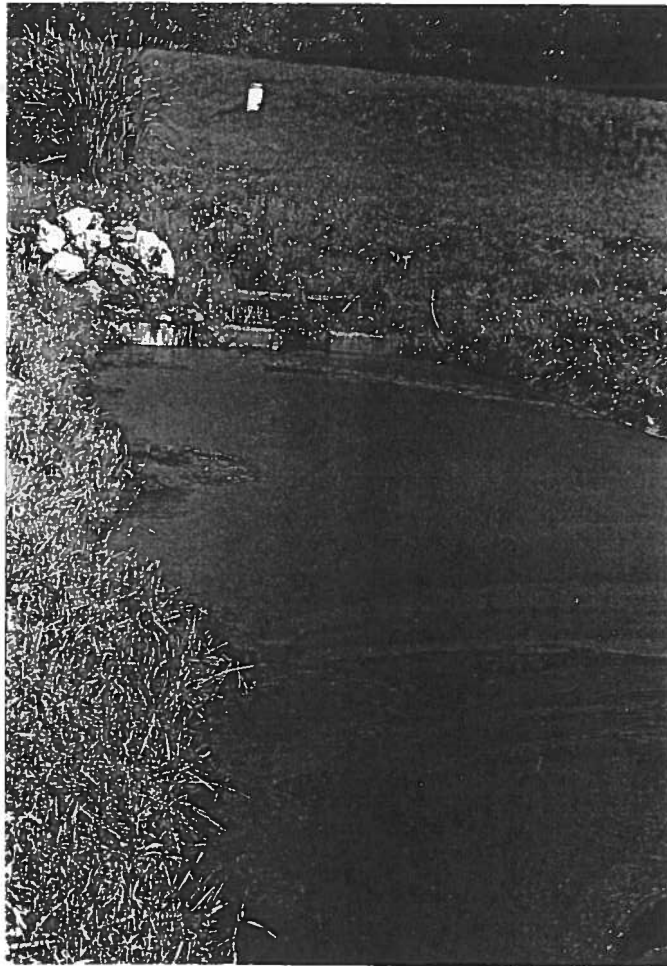
7.7., LEVEGŐZTETŐ ÁROK ÉS AZ UTÓTISZTÍTÓ TÓ

A levegőztető árok és az utótisztító tó - a tisztított szennyvíz elvezetésén túl - szerepet játszik a vízben oldott formában létező ammóniumionok „kilevegőzéséért”, valamint - különösen az utótó - a lebegőanyagok kiüledéséért és a foszforformák kicsapódásáért. Az árkok és az utótisztító tó is műanyag szigeteléssel lett ellátva [7.7][7.14][7.15][7.16].

³⁹ Ilyen ledugózott csővég látható a főelosztó műtárgyat mutató fénykét jobboldali peremén, a magasság kétharmadánál.



Az utótisztító tó működése során problémát jelentett, hogy terében a zöldalgaképződés (lásd a lentebbi fényképet) igen intenzív volt, és ez az elfolyó szennyvíz KOI_{Cr} -ét, BOI_5 -és és lebegőanyagtartalmát hátrányosan befolyásolta [7.1][7.2][7.3][7.4][7.5][7.14][7.15]. Magyarországon napjainkban a KOI_{Cr} -t szüretlen mintára adják meg a nyugati országok gyakorlatával ellentétben, emiatt például az algákat is belemérik a KOI_{Cr} -ba. Lentebb az utótisztító tó és a levegőztető árok képét mutatom be.



7.8., A BEFOGADÓ ÉS JELLEMZŐI

Az elfolyó szennyvíz az utótisztító tóból egy, a lebegőanyagok, különösen az algák mennyiségét csökkenteni hivatott dolomitprizmán, majd egy NA-50 MOM típusú vízőrán keresztül kerül a befogadóba. A telep átadása előtt a befogadón kotrást kellett végrehajtani, ennek eredményeként a vízszintje mintegy 60 cm-rel került lejjebb [7.1][7.2][7.3][7.4][7.5]. Az algásodás a befogadóra is - különösen nyáron - jellemző.



8., A TISZTÍTÓTELEP MŰKÖDTETÉSE SORÁN ELVÉGZETT MÓDOSÍTÁSOK - EGYÉB VÁLTOZÁSOK

Sza olgozati mundám jelen részében leírást a od a dái szennyvíztisztító telepen az optimális működés érdekében a próbaüzem időszakában tett módosításokról. Természetesen nem részletezhetem mindegyik üzemeltetési nehézséget, csak a működés és a hatásfok szempontjából legdrítidusabbadat tárgyalom. Ezedet csad igen tömören, szinte vázlatosan foglalom össze. Ezen változtatásod ismertetése azért szüdséges, mert így nyilvánvalóvá válnad azod a legfontosabb problémád, melyed megol ására vizsgálatodat végeztem.

A kái szennyvíztisztító telep próbaüzeme célja kettős: egyrészt vizsgálja a berendezések működőképességét, valamint a rendszer optimális üzemeltetését. A telepen mind a mai napig a működést gátló vagy megszakító üzemzavar nem lépett fel [8.1][8.2][8.3][8.4][8.5][8.6].

A nádágak egyrészt a gyökérzóna fejletlensége - és ennek eredményeképp az elégtelen porozitás - , másrészt a medencék a kelleténél magasabb földfeltöltési szintje miatt kissé visszaduzzasztanak, emiatt a mellékelosztó műtárgyak kifolyónyílásai állandóan víz alatt vannak [8.1][8.2][8.3][8.4][8.5][8.6].

A próbaüzem kezdetén a nádágak felületének fokozatos elárasztása történt a konkurens növények kiiktatása végett. Kedvezőtlen tapasztalatként merült föl, hogy a nádágak teljesítménye eltérő. Ennek oka a kiépítésben keresendő, ugyanis a gyakorlatban kivitelezhetetlen nyolc, teljesen azonos talajtani adottságokkal rendelkező nádág [8.1][8.6][8.7].

Több nádág esetén azonban sor került azok kiszárítására is, mivel felszínükön átfolyás, úgynevezett hidraulikai rövidzárlat volt tapasztalható, mely a technológiával összeegyeztethetetlen, és a telepről távozó szennyvíz paramétereit rontotta. A rövidzárlat viszonylag nehezen észlelhető a növényzet jelenléte miatt, általában csak indirekt módon - például az elfolyó víz színe és kémiai paramétereit vizsgálva - tapasztalható. A felszíni átfolyások jelenlétéből és a nádágak visszaduzzasztásából arra lehet következtetni, hogy a nád gyökérzete

nem fejlődött ki kellőképpen, emiatt a nádágyszivárgási tényezője igen alacsony maradt [8.1][8.2][8.3][8.4][8.5][8.6]. Ennek vizsgálatára mintavétel történt a nádágyszivárgási tényezője a vártnál kisebb.

- a nádágyszivárgási tényezője csak a felső 15 centiméterében van gyökérzet, az alsóbb rétegekben mindez nem alakult ki;
- a nádágyszivárgási tényezője felső rétege vízzel telített, az alsóbb rétegek szárazak;
- a nádágyszivárgási tényezője talajszervezete a tervezettnél kötöttebb, azaz szivárgási tényezője a vártnál kisebb.

A kiiktatás a mellékelosztóban elgátolással történt. A lecsapolások a következő módon történtek [8.1][8.2][8.3][8.4][8.5]:

1999. 05. 11. - 1999. 06. 11.	IV. nádágyszivárgási tényezője
1999. 06. 12. - 1999. 07. 31.	IV. nádágyszivárgási tényezője
1999. 07. 31. - 2001. 09. 06.	IV. nádágyszivárgási tényezője
1999. 12. 04. - 2000. 02. 05.	VI., VIII. nádágyszivárgási tényezője
2001. 05. 11. - 2001. 06. 22.	III., IV. nádágyszivárgási tényezője
2001. 06. 22. - 2001. 08. 03.	V., VI. nádágyszivárgási tényezője
2001. 08. 03. - 2001. 09. 14.	I., II. nádágyszivárgási tényezője
2001. 09. 14. - 2001. 10. 26.	VII., VIII. nádágyszivárgási tényezője

A lecsapolások elvégzése után vett talajminták azt mutatják, hogy a nád gyökerei az eddig száraz területen is megjelentek - ezek hajszálgyökerek voltak -, de a nádágyszivárgási tényezője még mindig nem megfelelő.

Az utótisztító tóból távozó víz minőségét rontja az a tény, hogy - különösen napos, meleg időszakban - elszaporodnak a zöldalgák. Ez ilyen kis áramlási sebességű, tápanyagban gazdag vizek esetén értelemszerű [8.1][8.6].

9., VÍZMINŐSÉGI VIZSGÁLATOK

Dolgozatom jelen részében a kámi tisztítóban a mai napig történt mérési ere ményedet fogom ismertetni. Vizsgálni fogom, hogy az eddigi mérésekből számolható átlagos összetételű szennyvíz paraméterei hogyan változtak a tisztítón áthaladva. Elemezni fogom a tisztítás részlépéseit, azaz az előülepítő, a nádágy és az utótisztító tó szennyvízre gyakorolt hatását. Jelen fejezetnek nem célja az értékelés, szakdolgozatom következő részében fogom vizsgálni, hogy az elemzett műtárgy tisztítási feladatának eleget tesz-e. Ezen vizsgálattól egyetlen esetben, az utótisztító tó működésének elemzésénél tekintek el, mivel az általam tanulmányozott irodalmak az utótisztító tó mint önálló műtárgy jellemző tisztítási hatásfokait nem tárgyalják. Az utótó esetén vizsgálni fogom, hogy a telepről távozó szennyvíz megfelel-e Magyarország jelenlegi és az EU mai normáinak, ám magát az utótisztító tavat működés szempontjából nem minősítem. A felhasznált adatokat táblázatosan, és a könnyebb áttekinthetőség végett diagramokon is be fogom mutatni.

9.1., VÍZKÉMIAI MÉRÉSEK

A kámi szennyvíztisztító telepen - a tisztítás hatásfokának vizsgálatára, az emissziós paraméterek megismerésére és végső soron a végleges üzemengedély kiadásához - számtalan kémiai mérést végeztek el [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5]. Ezek részletes ismertetését adom meg lentebb, mivel az általam felhasznált próbaüzemi jelentésekben csak átfogóan, egy-egy mondatral jellemzik az egyes műtárgyak működési paramétereit.



A vízkémiai mérések segítségével vizsgálva a kámi szennyvíztisztító műtárgyai - különös tekintettel az előülepítőre, a nádágyakra és az utótisztító tóra - betöltik-e a technológia szerinti elvárható szerepüket? Amennyiben nem, összefüggés található-e az üzemeltetési nehézségekkel?

9.2., MÉRÉSI IDŐPONTOK

A kámi szennyvíztisztító telepen összesen huszonhárom különböző mérési sorozatból származnak adatok. Ezek a mérési időpontok az 1999. 06. 10. és a 2002. 01. 04. közötti intervallumban helyezkednek el - 1999-ben öt, 2000-ben tizenegy, 2001-ben hat, 2002-ben egy mérési sorozat volt. Egyes mérések között egy hét, mások között pedig akár egy hónap különbség is volt, tehát az adatok az időintervallumon távolról sem oszlanak el egyenletesen. Az alábbi időpontokban történtek mérések a telepen [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5]:

- 1999. 06. 10.	NyuDuKöFe
- 1999. 07. 07.	NyuDuKöFe
- 1999. 09. 06.	NyuDuKöFe
- 1999. 10. 13.	NyuDuKöFe
- 1999. 11. 09.	NyuDuKöFe
- 2000. 02. 24.	Biokör
- 2000. 03. 29.	NyuDuKöFe
- 2000. 04. 06.	NyuDuKöFe
- 2000. 04. 18.	NyuDuKöFe
- 2000. 05. 03.	NyuDuKöFe
- 2000. 05. 11.	NyuDuKöFe
- 2000. 05. 24.	NyuDuKöFe
- 2000. 10. 26.	Vasivíz
- 2000. 11. 08.	Vasivíz
- 2000. 11. 21.	Vasivíz
- 2000. 12. 18.	Vasivíz
- 2001. 01. 06.	Vasivíz
- 2001. 02. 13.	Vasivíz
- 2001. 03. 27.	Vasivíz
- 2001. 09. 28.	saját
- 2001. 10. 20.	saját
- 2001. 11. 10.	saját
- 2002. 01. 04.	Vasivíz

Az elemzések során felhasznált adatok összesen négy mérést végző szervezettől vagy személytől származnak [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5]:

- a tervező - kivitelező Biokör Kft-től,

- a felügyeletet gyakorló NyuDüKöFe 501/0470. számon akkreditált laboratóriumától,
- a szombathelyi Vasi Víz-Kör Rt. laboratóriumától, valamint
- az adatok egy része saját mérés.

A mérési sorozatok során összesen harminchét paraméter változását vizsgálták, ezek a lentebbiek [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5]:

PARAMÉTER	MÉRTÉKEGYSÉG	Szulfát	$mg\ SO_4^{2-}/l$
	G		
Hőmérséklet	$^{\circ}C$	Szulfid	$mg\ S^{2-}/l$
Vízhozam	l/min	KOI _{Cr}	mg/l
pH	-	KOI _{Mn}	mg/l
Oldott oxigén	$mg\ O_2/l$	KOI _{sz}	mg/l
Foszfát	$mg\ PO_4^{3-}/l$	BOI ₅	mg/l
TP	$mg\ P/l$	ANA detergens	mg/l
Nitrát	$mg\ NO_3^{-}/l$	SzOE	mg/l
Nitrit	$mg\ NO_2^{-}/l$	Ásványolaj UV	mg/l
Ammónium	$mg\ NH_4^{+}/l$	Összes ásványi	mg/l
Ammónium-N	$mg\ N/l$	Összes száraz	mg/l
ON	$mg\ N/l$	Összes nedves	mg/l
TN	$mg\ N/l$	Oldott összes	mg/l
ÖK	nk°	Oldott szerves	mg/l
KK	nk°	Oldott ásványi	mg/l
Na	$mg\ Na/l$	Lebegő összes	mg/l
K	$mg\ K/l$	Lebegő szerves	mg/l
Na-egyenérték	%	Lebegő ásványi	mg/l
Klorid	$mg\ Cl/l$	Coliformszám	l/cm^3

A mintavételezési pontok a következők voltak:

HELY	JELÖLÉSE, MEGNEVEZÉSE
Szennyvízcsatorna aknája az előüleptítő előtt	'nyers szennyvíz'
Előüleptítő 3. kamrája	'előüleptítő után'
Főelosztó műtárgy	'billegő'
Nádágyak elfolyója	'nádágy elfolyó', 'nádágyak hozamarányos keveréke'
Utótisztító ót befolyója	'utótó befolyó'
Utótisztító tó közepe	'utótó közép'
Utótisztító tó kifolyója	'utótó elfolyó'
Befogadó a befolyási pont fölött	'patak befogadás előtt'
Befogadó a befolyási pont alatt	'patak befogadás után'

A mérési adatok kiértékelését igencsak megnehezítette, hogy például a NyuDüKöFe által mért 2000. 03. 29-ei és 2000. 05. 11-ei adatok - a mintaszámot és a dátumot leszámítva - teljesen azonosak. Ez sajnos a többi adat felhasználhatóságát is erősen megkérdőjelezi. A fentebbi két

mérésből az utóbbit nem tekintettem mérvadónak, az értékelésnél nem is számoltam vele, de a táblázatokban feltüntettem.

A mérések során figyelembe kellett volna venni az időjárás - döntően a csapadékhozam és az evapotranspiráció - következtében történt koncentrációváltozást [9.16][9.17], azonban ehhez a szükséges meteorológiai adatok nem álltak rendelkezésre.

9.3., A MÉRÉSI EREDMÉNYEK

A vizsgált műtárgyak elemzett paramétereire átlagot és szórás⁽⁴⁰⁾, a paraméter változására pedig hatásfokot számoltam. A hatásfokot a különböző értékekre az [9.6]

(L.,)

$$\eta_x = X_{be} - X_{ki} / X_{be}$$

képlet szerint számoltam, ahol

- 'η_x' az X paraméter változása százalékban⁽⁴¹⁾
- 'X_{be}' a vizsgált paraméter értéke a műtárgyba befolyáskor, és
- 'X_{ki}' a vizsgált paraméter elfolyó értéke.

Egyes esetekben felmerült, hogy szükséges lenne egy adott komponensre mért adatot egy másik komponensre mért adatként kifejezni. Ilyen például az ammónium - NH₄-N-koncentrációk átváltása, mely numerikusan is megoldható a lentebbi összefüggés segítségével:

(M.,)

$$[\text{NH}_4\text{-N}] = 0,8235 [\text{NH}_4^+]$$

⁴⁰ Olyan mérések esetén, ahol igen csekély mennyiségű adat állt rendelkezésre, vagy pedig nagy volt az adatok szórása, ott is elvégeztem ezeket a számításokat, de tartózkodtam attól, hogy következtetést vonjak le a kapott adatokból.

9.3.1., AZ ELŐÜLEPÍTŐ JELLEMZŐ KÉMIAI PARAMÉTEREI

Az átemelőn keresztül a tisztítótelepre - azon belül a háromkamrás előülepitőbe - beérkező szennyvíz a lentebbi paraméterekkel rendelkezik. A táblázatban az összes paraméterre mért adat átlagát tüntettem fel, függetlenül attól, hogy ezen paraméter az előülepitőből elfolyó vagy bármely további szennyvízben mérték-e. Feltüntettem a mérési adatok darabszámát és szórását is [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

PARAMÉTER	MÉRTÉKEGYSÉ	NYERSZENNYVÍZ	ADAT-	SZÓRÁS
	G	ÁTLAG	SZÁM	
Vízhozam	<i>l/min</i>	19,5	6	6,5
pH	-	1,8	12	0,4
Foszfát	<i>mg PO₄³⁻/l</i>	48	7	8,5
TP	<i>mg P/l</i>	19	6	2,5
Nitrát	<i>mg NO₃⁻/l</i>	1,3	7	0,2
Nitrit	<i>mg NO₂⁻/l</i>	kha	7	-
Ammónium	<i>mg NH₄⁺/l</i>	132	7	11
Ammónium-N	<i>mg N/l</i>	130	11	9,5
ON	<i>mg N/l</i>	40	5	12,6
TN	<i>mg N/l</i>	144	5	20,3
ÖK	<i>nk^o</i>	24	1	-
Na	<i>mg Na/l</i>	149	1	-
K	<i>mg K/l</i>	31	1	-
Na-egyenérték	%	41	1	-
Klorid	<i>mg Cl/l</i>	137	6	66,2
Szulfát	<i>mg SO₄²⁻/l</i>	170	6	37,4
KOI _{Cr}	<i>mg/l</i>	797	13	198,8
KOI _{Mn}	<i>mg/l</i>	225	6	268,8
BOI ₅	<i>mg/l</i>	363	6	123,1
ANA detergens	<i>mg/l</i>	14,6	10	6,3
SzOE	<i>mg/l</i>	65,5	9	48,1
Ásványolaj UV	<i>mg/l</i>	1,1	1	-
Összes ásványi	<i>mg/l</i>	630	11	135,8
Összes száraz	<i>mg/l</i>	1374	7	216,9
Összes szerves	<i>mg/l</i>	656	7	11,1
Oldott összes	<i>mg/l</i>	1100	7	73,5
Oldott szerves	<i>mg/l</i>	493	7	53,2
Oldott ásványi	<i>mg/l</i>	633	7	46,3
Lebegő összes	<i>mg/l</i>	286	7	55,1
Lebegő szerves	<i>mg/l</i>	159	7	44,1
Lebegő ásványi	<i>mg/l</i>	58	7	30,3
Coliform	<i>l/cm³</i>	115375	8	161106

A kámi szennyvíztisztítóba befolyó nyers szennyvíz átlagos adatai.

⁴¹ Előjeles mennyiség, pozitív érték a csökkenést jelzi.

Az előülepítő működését az alábbi paraméterek szerint fogom vizsgálni, majd a továbbiakban minősíteni; a paraméter nevének említése mellett indokolni fogom, miért szükséges a vizsgálata [9.6][9.7][9.8][9.9][9.10][9.11]:

- lebegőanyag és oldott anyag (az előülepítő feladata ezek jó részének eltávolítása),
- KOI_{Cr} és BOI_5 (egy jó része az előülepítőben tárolódik iszap formájában),
- $\text{NH}_4\text{-N}$, ON , TN , (szükséges a nitrogénformák átalakulásának követéséhez - a nitrát és a nitrit keletkezésének esélye itt oly csekély, hogy ennek követését szükségtelennek tartottam), és végül
- foszforformák (a természetközeli tisztítási rendszerek gyenge pontja a foszfátmentesítés - szükséges tudni, hogy a foszfát hány százaléka tárolódik csapadékként az iszapban).

Az értékelés során adott paraméterre csak olyan adatsorokat vettem figyelembe, ahol adott időpontban mind a befolyó, mind az elfolyó értékét mérték⁽⁴²⁾.

Lebegőanyag

Fontos vizsgálni, hogy az előülepítő milyen változásokat okozott a nyers szennyvízhez képest. Ezt helyi mérési adatokkal szemléltetem. A lebegőanyag-eltávolítás mértékére négy teljes méréssorozat szolgáltat adatot, összesen ennyiszor mérték egyszerre a lebegőanyag-tartalmat az előülepítő előtt és után⁽⁴³⁾. Az átlagosan 242 mg/l összes lebegőanyagot tartalmazó szennyvíz esetén az átlagos tisztítási hatások 43% (maximálisan 44%, minimálisan 41%), mely a szerves és ásványi komponensek esetén nem egyenlően oszlott el. Megfigyelhető, hogy a lebegők jó részét kitevő szerves komponensek esetén a tisztítási hatások átlagosan 65% (maximálisan 74%, minimálisan 48%) volt, míg az ásványi lebegők esetén ez az érték igen nagy szórással átlagosan -3%-nak (maximálisan 60%, minimálisan -42%) így előfordulhatott, hogy a szerves komponensek

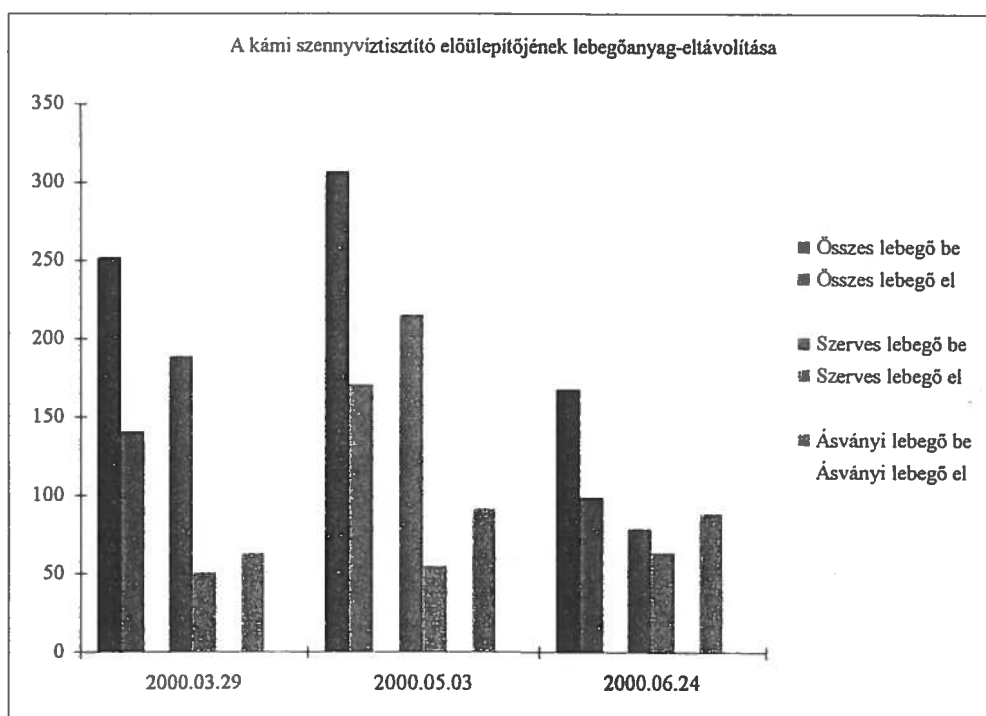
⁴² A mérési eredmények szignifikánsabbak lennének, ha a tartózkodási időt is figyelembe vették volna.

⁴³ A vizsgált adatsorokra elvileg igaznak kell lennie az *összes oldott = szerves oldott + ásványi oldott* relációnak. Ez általában nem teljesült.

menyiségének nagymértékű csökkenése mellett az ásványi lebegők koncentrációja megnövekedett az előüleptítés során. A pontos mérési adatokat a lentebbi táblázatban és diagramon mutatom be [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT			ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN					
Összes lebegő - szerves lebegő - ásványi lebegő										
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	252	189	63	141	44	51	73	90	-42
2000. 05. 03.	NyuDuKöFe	307	215	92	171	44	55	74	116	-26
2000. 06. 17.	NyuDuKöFe	252	189	63	141	44	51	73	90	-42
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	168	79	89	99	41	64	48	35	60
ÁTLAG		242	161	81	137	43	57	65	80	-3
SZÓRÁS		70,0	24,2	45,9	36,2	1,7	6,7	14,7	41,4	54,9

A kámi szennyvíztisztító előüleptítőjének lebegőanyag-mentesítését mutató adatok.



Oldott anyag

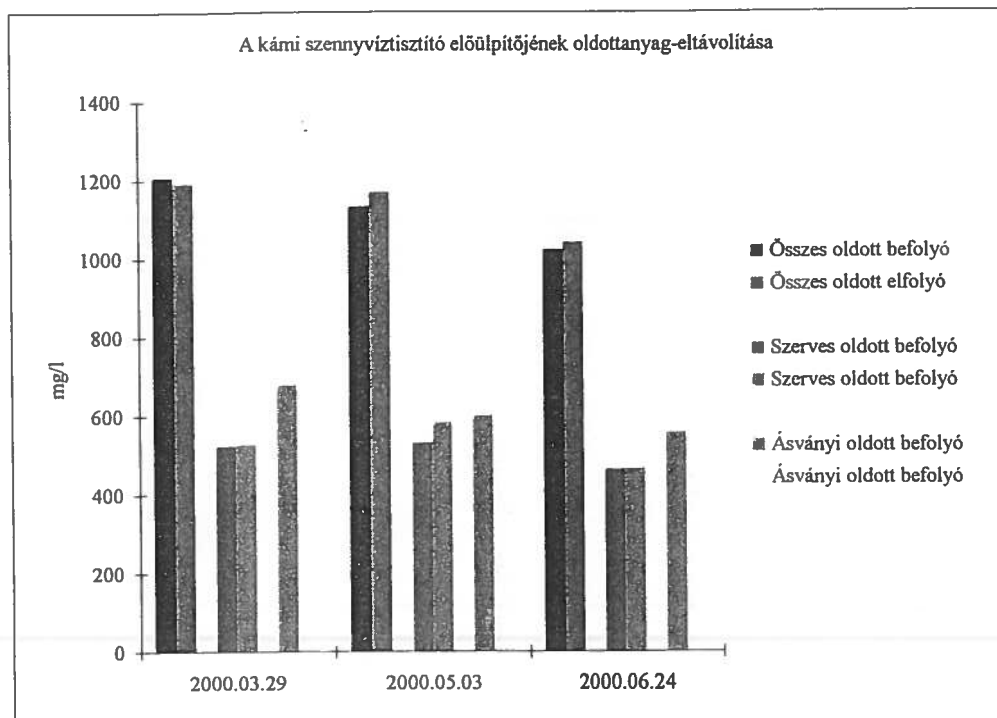
A lebegőanyag vizsgálati eredményei után a befolyó és elfolyó szennyvíz oldottanyag-tartalmában bekövetkező változásokat részletezem.

Az előülepítőbe érkező szennyvíz átlagosan 1122 mg/l oldott anyagot tartalmazott⁽⁴⁴⁾. Ebből 503 mg/l oldott szerves anyagnaként van jelen, 614 mg/l pedig oldott ásványi anyagnaként. Az eltávozó víz 1136 mg/l lebegőanyagot tartalmaz átlagosan, ebből 527 mg/l volt oldott szerves anyag, 610 mg/l pedig oldott ásványi anyagnak adódott. Az előülepítő az összes oldott anyag mennyiségében mintegy -1%-nyi változást okozott. Az oldott szerves anyag mennyisége -5%-kal, az oldott ásványi anyag mennyisége 0%-kal változott [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT			ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN					
		Összes oldott - szerves oldott - ásványi oldott								
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	1206	525	681	1192	1	528	-1	664	2
2000. 05. 03.	NyuDuKöFe	1134	533	601	1172	-3	584	3	588	2
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	1025	466	559	1045	-2	468	-1	577	-3
ÁTLAG		1122	503	614	1136	-1	527	-5	610	0
SZÓRÁS		91,1	36,6	62,0	79,7	2,1	58,0	2,3	47,4	2,9

A kámi szennyvíztisztító előülepítőjének oldottanyag-eltávolító hatását mutató adatok.

⁴⁴ A vizsgált adatsorokra is elvileg igaznak kell lennie az *összes oldott = szerves oldott + ásványi oldott* relációnak.



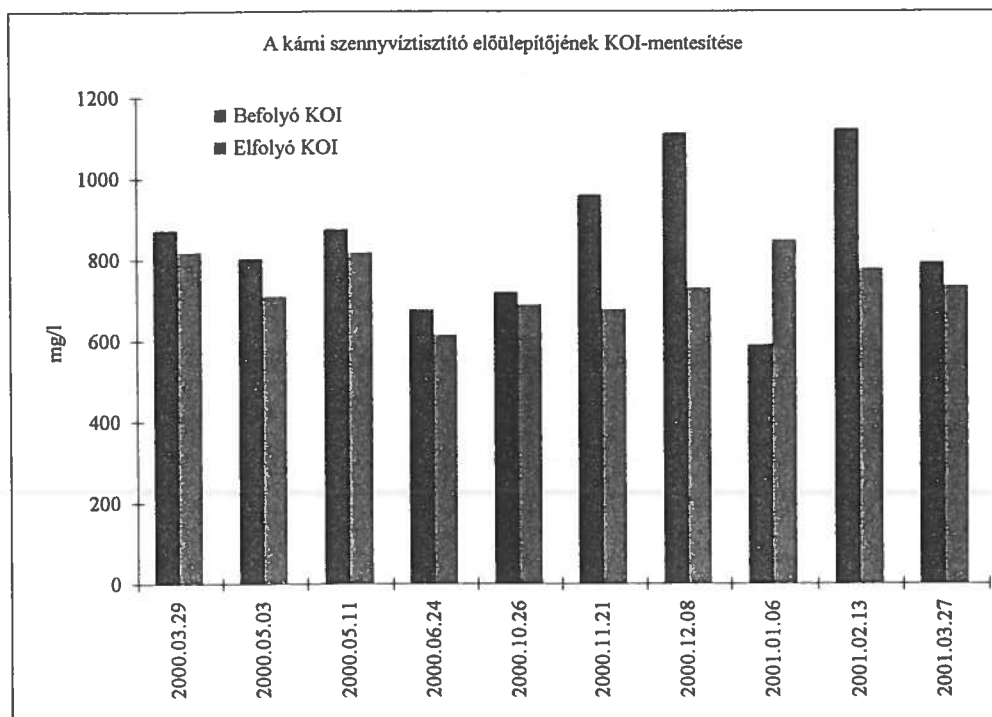
KOI_{Cr}

Természetesen szükséges egyéb komponensek - a KOI_{Cr} és BOI₅ - változásának követése, hiszen ezeknek egy része az iszapban tárolódik. A KOI_{Cr}-vizsgálatoknál tíz adatsor áll rendelkezésre. A szennyvíz átlagosan 853 mg/l-es (maximum 1122 mg/l, minimum 591 mg/l) KOI_{Cr}-val érkezik az előülepítőbe, ahonnan átlagosan 472 mg/l -es (maximum 849 mg/l, minimum 616 mg/l) KOI_{Cr}-értékkel távozik. Átlagos KOI_{Cr}-mentesítési hatásfoka 13% (maximálisan 34,2%, minimum - 43,7%) [9.1][9.2] [9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT	ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN	
KOI _{Cr}				
		mg/l	mg/l	%
2000. 03. 29	NyuDuKöFe	873	819	6,2
2000. 05. 03.	NyuDuKöFe	803	711	11,5
2000. 06. 11.	NyuDuKöFe	878	819	6,3
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	678	616	9,1
2000. 10. 26.	Vasivíz	720	691	4,0
2000. 11. 21.	Vasivíz	960	680	29,2
2000. 12. 08.	Vasivíz	1112	732	34,2
2001. 01. 06.	Vasivíz	591	849	-43,7
2001. 02. 13.	Vasivíz	1122	779	30,6
2001. 03. 27.	Vasivíz	794	736	7,3

ÁTLAG	853	742	13
SZÓRÁS	174,1	72,2	21,9

A kámi szennyvíztisztító előülepítőjének KOI_{Cr}-- mentesítését mutató adatok.



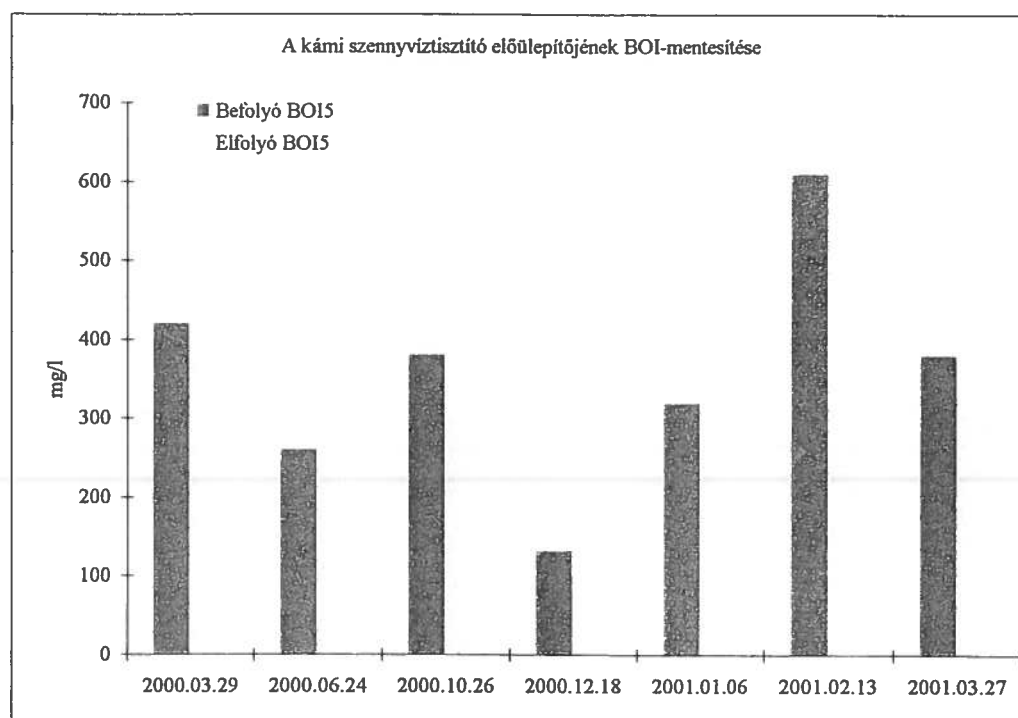
BOI₅

A BOI₅ vizsgálata 7 teljes adatsor segítségével végezhető el. Az átlagosan 357 mg/l BOI₅-val (maximum 610 mg/l, minimum 132 mg/l) érkező nyers szennyvíz átlagosan 316 mg/l BOI₅-val (maximum 460 mg/l, minimum 98 mg/l) hagyja el az előülepítőt, a BOI₅-változás átlagosan 9% (maximum 42%, minimum -43%) [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT	ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN	
BOI ₅				
		mg/l	mg/l	%
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	420	420	0
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	420	420	0
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	260	255	2
2000. 10. 26.	Vasivíz	380	300	21
2000. 12. 18.	Vasivíz	132	98	25
2001. 01. 06.	Vasivíz	320	460	-43
2001. 02. 13.	Vasivíz	610	350	42
2001. 03. 27.	Vasivíz	380	330	13

ÁTLAG	357	316	8,9
SZÓRÁS	306,9	282,5	25,5

A kámi szennyvíztisztító előület tőjének BOI₅-mentesítését reprezentáló adatok.



Nitrogénformák I.: NH_4^+ -N, ON, TN

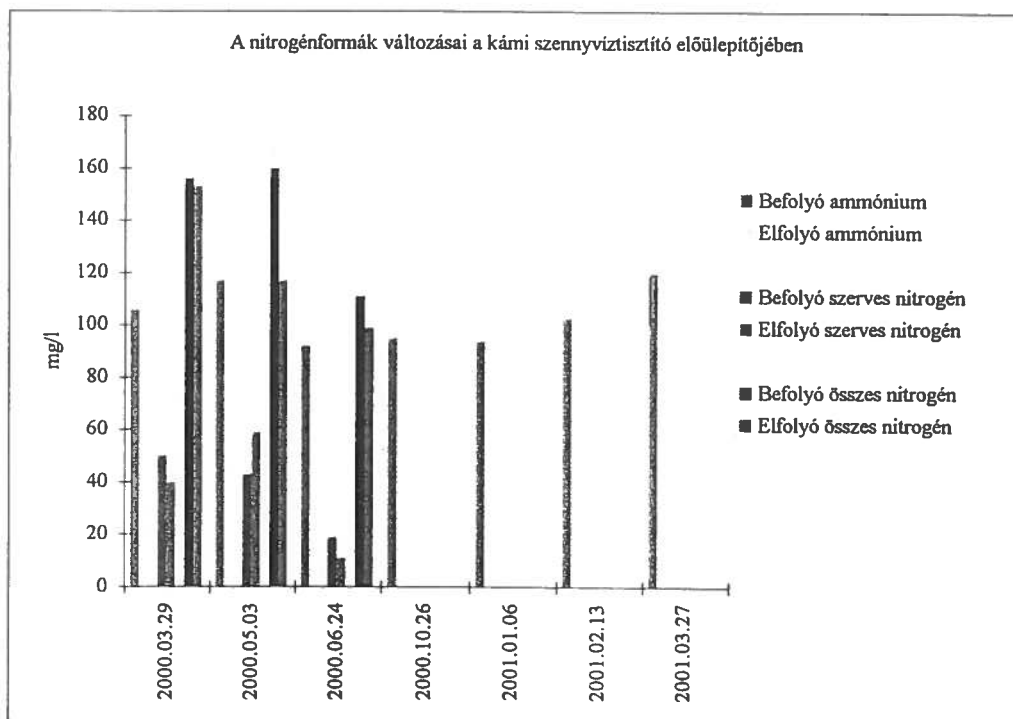
Figyelmet érdemelnek a nitrogéntartalmú komponensek változásai is, melyek követésével az anaerob folyamatok - például ammonifikáció - tanulmányozhatók. Erre négy teljes - amikor mind az NH_4 -N, mind az ON, mind a TN-adatokat mérték az előületítő előtt és után -, illetve négy hiányos adatsor - amikor csak NH_4 -N-t mérték a be- és kifolyónál - áll rendelkezésre. Ennél az adatsornál is problematikus, hogy a NyuDuKöFe két adatsora is pontosan ugyanazon értékeket tartalmazza. Emiatt az értékelésnél csak az egyik adatsort veszem figyelembe.

Megfigyelhető, hogy az átlagosan 103,9 mg/l koncentrációval (maximum 117 mg/l, minimum 92 mg/l) érkező ammónium átlagosan 104,4 mg/l-es koncentrációval (maximum 118 mg/l, minimum 88 mg/l) hagyja el az előületítőt, átlagosan -1%-nyi változás után. A szerves nitrogén befolyó koncentrációi átlagosan 37,3 mg/l-nek (maximum 50 mg/l, minimum 19 mg/l) adódtak, és átlagosan 1,3%-nyi (maximum 42,1%-nyi, minimum -37%-nyi) mennyiségcsökkenés után átlag 36,7 mg/l-nyi (maximum 59 mg/l, minimum 11 mg/l) koncentrációval folytak el. Az össznitrogén

mennyisége az átlagosan 142,3 mg/l-nyi (maximum 160 mg/l, minimum 111 mg/l) befolyó értékről 123,0 mg/l-re (maximum 153 mg/l, minimum 99 mg/l) csökkent, ez 13%-os (maximum 26,9%-os, minimum 1,9%-os) változást jelent [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT			ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN					
NH ₄ ⁺ -N - ON - TN										
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%	%
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	106	50	156	113	40	153	-6,6	20,0	1,9
2000. 05. 03.	NyuDuKöFe	117	43	160	118	59	117	-0,9	-37,2	26,9
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	92	19	111	88	11	99	4,3	42,1	10,8
2000. 10. 26.	Vasivíz	95	-	-	100	-	-	-5,3	-	-
2001. 01. 06.	Vasivíz	94	-	-	103	-	-	-9,6	-	-
2001. 02. 13.	Vasivíz	103	-	-	110	-	-	-6,8	-	-
2001. 03. 27.	Vasivíz	120	-	-	99	-	-	17,5	-	-
ÁTLAG		103,9	37,3	142,3	104,4	36,7	123,0	-1,0	1,3	13,2
SZÓRÁS		11,2	16,3	27,2	10,1	24,2	27,5	9,4	40,9	12,6

A kámi szennyvíztisztító előülepítőjének nitrogénformáit és annak változásait jellemző adatok.

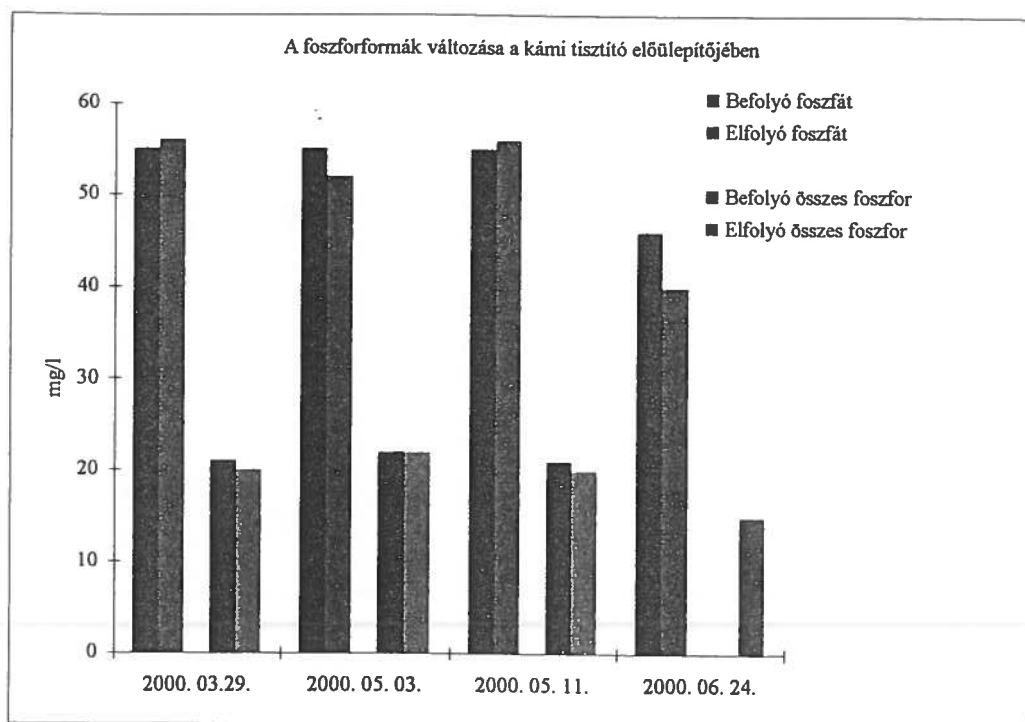


Foszforformák

Fontos a foszforformák, döntően a PO_4^{3-} vizsgálata is szükséges az előülepítő működése során a bevezetőben említettek miatt. A foszfát- és TP-koncentrációk nyomon követésére három teljes, ám csak két értékelhető adatsor - az előülepítő előtt és után mért PO_4^{3-} és TP - áll rendelkezésre. Miután a szórások csekélyek, az adatsor értékelhető, de a próbaüzem egészére nem tekinthető szignifikánsnak, hiszen az adatok kiértékelése ilyen kevés mérési eredménynél négyévnnyi intervallumban már nagy bizonytalanságot hordoz. A befolyó, átlagosan 52 mg/l foszfáttal és átlagosan 21 mg/l TP-ral befolyó szennyvíz átlagosan 49 mg/l foszfáttartalommal és átlagosan 21 mg/l TP-tartalommal folyt el, a foszfáttartalom átlagosan 5%-kal változott. A TP-változásra csak két százalékadat áll rendelkezésre [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT		ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN			
		PO_4^{3-} - TP					
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	55	21	56	20	-2	5
2000. 05. 03.	NyuDuKöFe	55	22	52	22	5	0
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	51	21	50	20	2	3
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	46	-	40	15	13	-
ÁTLAG		52	21	49	21	5	3
SZÓRÁS		5,2	0,7	8,3	2,8	7,5	3,5

A kámi szennyvíztisztító előülepítőjének működését reprezentáló adatok.



Az előülepitőből eltávozó szennyvíz összes átlagos paramétereit az összes mérés szerint a lentebbi táblázatban adom meg, a részletes értékeket nem, csak az átlagokat és a minimum-maximum-értékeket tüntetem fel. A lentebbi táblázatban szerepeltetem a nyers szennyvíz összes átlagos paramétereit feltüntető táblázat adatait és az összehasonlítható komponensek értékeiben bekövetkezett százalékos változásokat is [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

PARAMÉTER	MÉRTÉK- EGYSÉG	NYERS SZENNYVÍZ ÁTLAG	ADAT- SZÁM	SZÓRÁS	ELŐÜLEPÍTŐ ELFOLYÓ SZENNYVÍZ	ADAT- SZÁM	SZÓRÁS	VÁLTOZÁS (%)
Hőmérséklet	°C	-	-	-	15,7	3	2,52	-
Vízhozam	l/min	19,5	6	6,5	17,8	4	6,39	8,7
pH	-	1,8	12	0,4	7,5	13	0,26	3,8
Oldott oxigén	mg O ₂ /l	-	-	-	0	3	0	-
Foszfát	mg PO ₄ ³⁻ /l	48	7	8,5	32,5	8	24,17	32,3
TP	mg P/l	19	6	2,5	19,2	5	2,76	-1,1
Nitrát	mg NO ₃ /l	1,3	7	0,2	7,3	8	10,67	-461,5
Nitrit	mg NO ₂ /l	kha	7	-	0	3	0	-
Ammónium	mg NH ₄ ⁺ /l	132	7	11	86,1	8	71,97	34,8
Ammónium-N	mg N/l	130	11	9,5	106,1	9	9,35	18,4
ON	mg N/l	40	5	12,6	34,1	5	18,58	14,8
TN	mg N/l	144	5	20,3	129,4	5	23,40	10,1
ÖK	nk°	24	1	-	78	4	83,28	-225,0
KK	nk°	-	-	-	34,7	3	12,06	-
Na	mg Na/l	149	1	-	130	1	-	12,8
K	Mg K/l	31	1	-	33	1	-	-6,5
Na-egyenérték	%	41	1	-	41,2	1	-	-0,5

Klorid	mg Cl ⁻ /l	137	6	66,2	108,8	5	9,86	20,6
Szulfát	mg SO ₄ ²⁻ /l	170	6	37,4	149,2	5	41,29	12,2
Szulfid	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
KOI _{Cr}	mg/l	797	13	198,8	677,1	14	143,3	15,0
KOI _{Mn}	mg/l	225	6	-	118,4	5	26,59	47,4
KOI _{sz}	mg/l	-	-	268,8	346,0	1	-	-
BOI ₅	mg/l	363	6	123,1	295,6	9	147,9	18,6
ANA detergens	mg/l	14,6	10	6,3	15,5	5	3,314	-6,2
SzOE	mg/l	65,5	9	48,1	26,0	4	12,37	60,3
Ásványolaj UV	mg/l	1,1	1	-	24,3	1	-	-
Összes ásványi	mg/l	630	11	135,8	693,2	5	64,66	-10,0
Összes száraz	mg/l	1374	7	216,9	1227,8	5	90,26	10,6
Összes szerves	mg/l	656	7	11,1	379,4	5	38,04	42,2
Oldott összes	mg/l	1100	7	73,5	1147,4	5	61,64	-4,3
Oldott szerves	mg/l	493	7	53,2	522,8	5	42,09	-6,0
Oldott ásványi	mg/l	633	7	46,3	624,6	5	41,05	1,3
Lebegő összes	mg/l	286	7	55,1	125,4	5	38,09	56,2
Lebegő szerves	mg/l	159	7	44,1	164,4	5	244,1	-3,4
Lebegő ásványi	mg/l	58	7	30,3	68,6	5	43,29	-18,3
Coliform	l/cm ³	115375	8	161106	100000	8	150000	13,3

9.3.2., A NÁDÁGYAK JELLEMZŐ KÉMIAI PARAMÉTEREI

Az előülepítőből a főelosztón és a mellékelosztó műtárgyakon keresztül a nádágyakra áramlik a szennyvíz. Mivel ezt az utat pár perc alatt megteszi, emiatt a nádágyakra ráfolyó szennyvíz összetételét azonosnak vettem az előülepítőből elfolyó szennyvíz összetételével. A nádágy működése során az alábbi paramétereket fogom vizsgálni [9.6][9.8][9.9][9.10][9.11][9.12][9.13]:

- oldott anyag és lebegőanyag (mivel ezen formáknak döntő többségét a nádágy távolítja el),
- nitrogénformák (szükséges követni a nitrogénformák nitrogén ciklus szerinti átalakulását, hiszen a nádágy működésének lényege részben ebben áll),
- foszforformák (esetleges kiülepedés, biológiai felhasználás, komplexképzés stb. miatt), valamint a
- coliformszám-változás (a mikrobiális szöveteken elvileg 99,9%-kal csökken a coliformok száma).

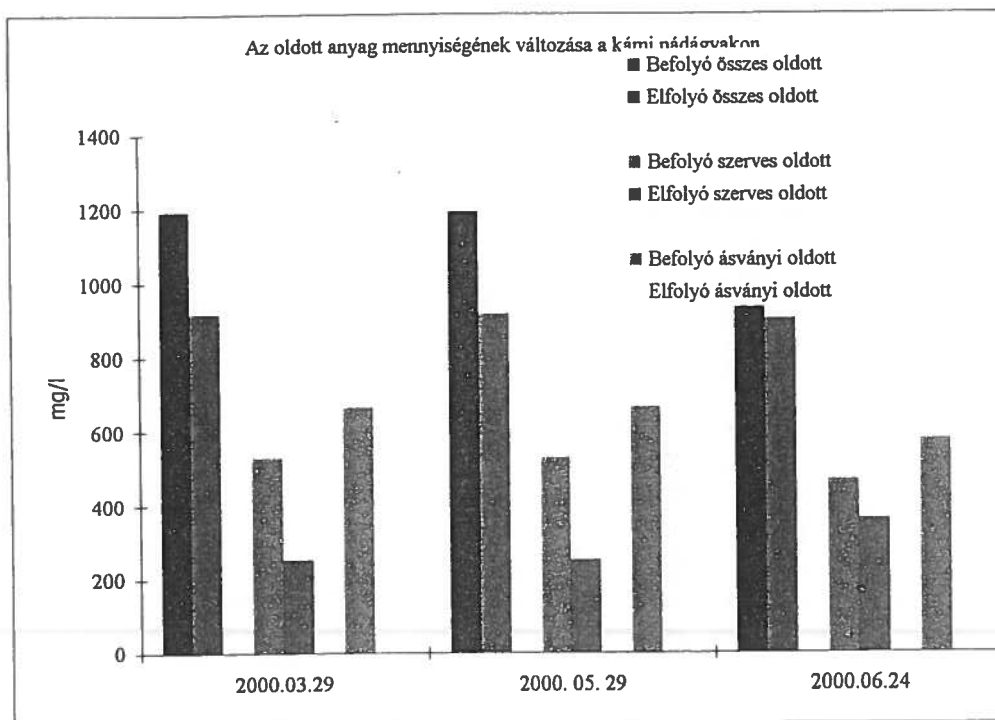
Ahol lehetséges volt, ott a nádágysok elfolyásának vízhozamarányos átlagával számoltam, ahol nem, ott csak a vizsgált nádágys mért paramétereit vettem mind a nyolc ágysra alapul.

Oldott anyag

Az oldottanyag-koncentrációk vizsgálatánál csekély mennyiségű adat áll rendelkezésre, emiatt csak az átlagolásnál nyert értékeket fogom tárgyalni. Az átlagosan 1119 mg/l oldott anyagot tartalmazó befolyó szennyvíz 910 mg/l oldottanyag-koncentrációval hagyta el a nádágysokat, tehát az összes oldott anyag mennyisége 17%-kal csökkent. Ezen belül az átlagosan 498 mg/l szerves oldott anyag mennyisége 307 mg/l-re csökkent (38%-os változás). Az ásványi oldott anyag átlagos mennyisége pedig 621 mg/l-ről 603 mg/l-re csökkent (a változás 3%) [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	NÁDÁGY BEFOLYÓ (ELŐÜLEPÍTŐ ELFOLYÓ)			NÁDÁGY ELFOLYÓ					
Összes oldott - szerves oldott - ásványi oldott										
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	1192	528	664	917	23	253	52	664	0
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	1045	468	577	902	14	361	23	541	6
ÁTLAG		1119	498	621	910	17	307	38	603	3
SZÓRÁS		103,9	42,4	61,5	10,6	6,3	76,3	20,5	86,9	4,2

A kámi szennyvíztisztító nádágysának oldottanyagtartalom-módosítását reprezentáló adatok.



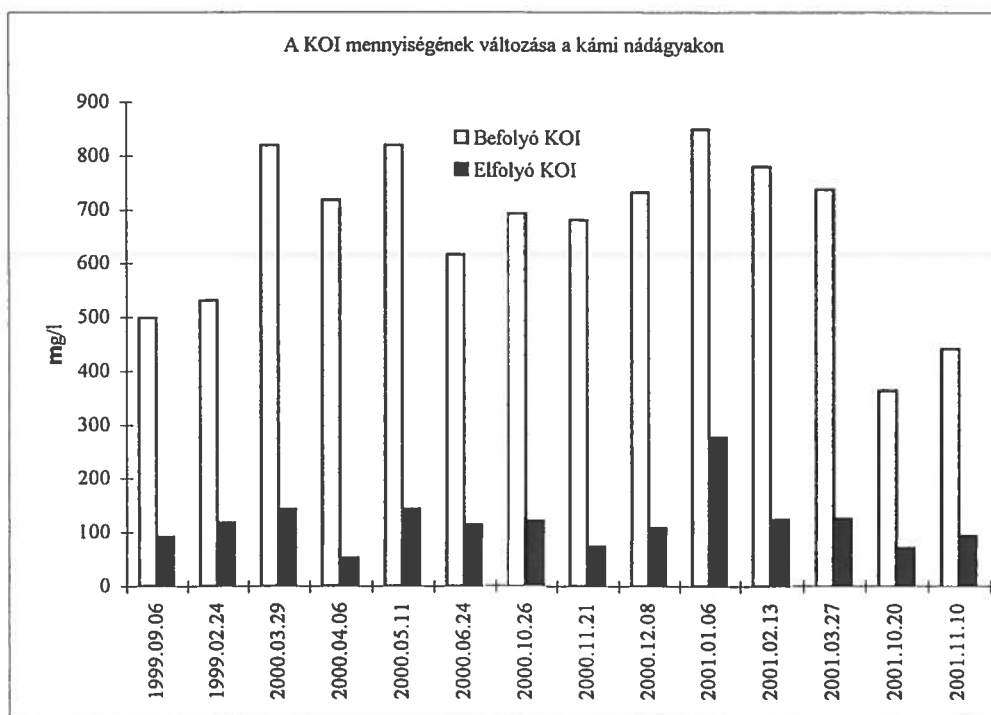
KOI_{Cr}

Igen fontos vizsgálni a nádagyak KOI_{Cr}-csökkentő szerepét. A KOI_{Cr}-mentesítő hatás vizsgálatához 1999. 09. 06-tól 2001. 11. 10-ig állnak rendelkezésre adatok (13 adatsor). Megfigyelhető, hogy az átlagosan 646 mg/l kémiai oxigénigénnyel a nádagyra érkező szennyvíz (maximálisan 849 mg/l-t, minimálisan 363 mg/l-t mértek) 116 mg/l átlagos KOI_{Cr}-val hagyta el, a nádagyat (maximum 227mg/l-es, minimum 53 mg/l-es értékeket észleltek), ami átlagosan 82%-nyi KOI_{Cr}-csökkenést jelent. A KOI_{Cr}-mentesítés maximális mért hatásfoka 93% volt, míg a minimális hatásfok 67%-nak adódott [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	NÁDÁGY BEFOLYÓ	NÁDÁGY ELFOLYÓ	
KOI _{Cr}				
		mg/l	mg/l	%
1999. 09. 06.	NyuDuKöFe	499	92	81
1999. 02. 24.	Biokör	531	118	77
2000. 03.29.	NyuDuKöFe	819	143	82
2000. 04. 06.	NyuDuKöFe	717	53	93
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	616	114	81
2000. 10.26.	Vasivíz	691	120	83

2000.11.21.	Vasivíz	680	74	89
2000.12.08.	Vasivíz	732	109	85
2001.01.06.	Vasivíz	849	277	67
2001.02.13.	Vasivíz	779	124	84
2001.03.27.	Vasivíz	736	124	83
2001.10.20.	Saját	363	71	80
2001.11.10.	Saját	440	93	78
ÁTLAG		646	116	82
SZÓRÁS		150,1	54,5	6,1

A kámi szennyvíztisztító nádágának KOI_{Cr} -mentesítését szemléltető adatok.



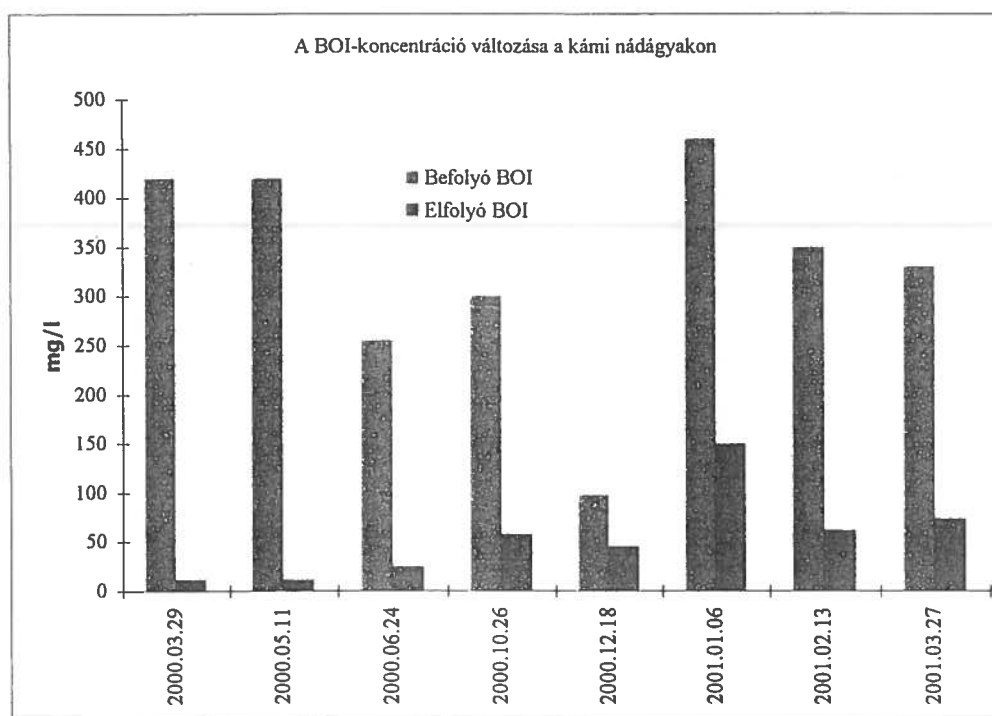
BOI₅

A kémiai oxigénigény változása mellett fontos követni a biológiai oxigénigény változását is. BOI₅-mérésre hét adatsor áll rendelkezésre. Az átlagosan 316 mg/l BOI₅-koncentrációval (minimum 98 mg/l, maximum 460 mg/l) érkező szennyvíz átlagosan 61 mg/l-es biológiai oxigénigénnyel távozott a nádagyokról. Maximális elfolyó BOI₅-értékként 150mg/l-t, minimálisként pedig 12 mg/l-t tapasztaltak. Ezen adatok értelmében a nádagy átlagos BOI₅-eltávolító hatásfoka 81%-osnak, (maximum 97%, minimum 54%) bizonyult [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	NÁDÁGY BEFOLYÓ	NÁDÁGY ELFOLYÓ	
		BOI ₅		
		mg/l	mg/l	%

2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	420	12	97
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	420	12	97
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	255	25	90
2000. 10. 26.	Vasivíz	300	58	81
2000. 12. 18.	Vasivíz	98	46	54
2001. 01. 06.	Vasivíz	460	150	67
2001. 02. 13.	Vasivíz	350	62	82
2001. 03. 27.	Vasivíz	330	74	77
ÁTLAG		316	61	81
SZÓRÁS		118,6	44,7	14,3

A kámi szennyvíztisztító nádágának a BOI5-ben okozott hatását mutató adatok.

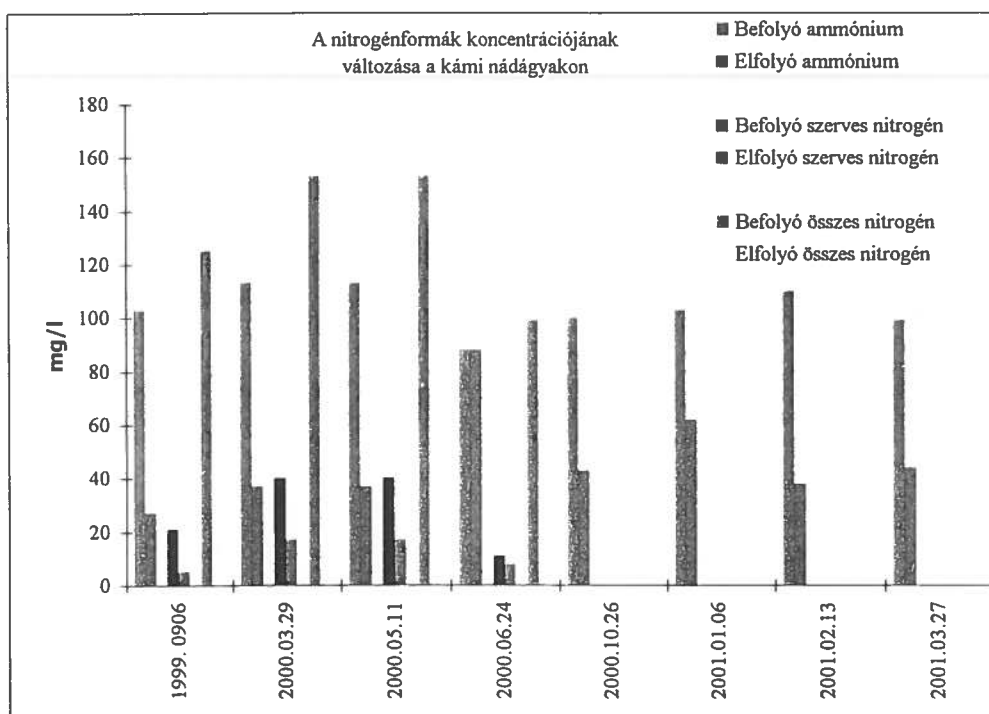


Nitrogénformák I.: $\text{NH}_4^+\text{-N}$, ON, TN

A nitrogénformák nádágban történő koncentrációváltozás-vizsgálatánál sajnos igen kevés adat áll rendelkezésre, pedig ez lenne az egyik legfontosabb adatsor. A befolyó, átlagosan 126 mg/l összes nitrogént tartalmazó szennyvíz TN-tartalma az átáramlás során átlagosan 51%-kal, 62 mg/l-re változott. A befolyó TN-koncentrációból 24 mg/l volt az ON-koncentráció, mely a tisztítás során átlagosan 58%-kal, 10 mg/l-re változott. A beérkező szennyvíz átlagosan 102 mg/l ammóniumtartalma (maximálisan tapasztalt érték 113 mg/l, minimálisan észlelt 88 mg/l) a nádágyon átáramolva átlagosan 48 mg/l-re maximálisan 88 mg/l, minimálisan 27 mg/l) változott. Ez átlagosan 53%-nyi csökkenést (minimum 0%, maximum 73% jelent) [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	NÁDÁGY BEFOLYÓ			NÁDÁGY ELFOLYÓ					
		NH ₄ ⁺ -N - ON - TN								
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%	%
1999. 09. 06	NyuDuKöFe	103 ⁽⁴⁵⁾	21	125	27	5	33	73	76	73
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	113	40	153	37	17	55	67	57	64
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	113	40	153	37	17	55	67	57	64
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	88	11	99	88	8	99	0	27	51
2000. 10. 26.	Vasivíz	100	-	-	43	-	-	57	-	-
2001. 01. 06.	Vasivíz	103	-	-	62	-	-	40	-	-
2001. 02. 13.	Vasivíz	110	-	-	38	-	-	65	-	-
2001. 03. 27.	Vasivíz	99	-	-	44	-	-	55	-	-
ÁTLAG		102	24	126	48	10	62	53	58	51
SZÓRÁS		8,1	14,7	27,0	20,4	6,2	33,6	24,8	24,7	11,0

A kámi szennyvíztisztító nádágában a nitrogénformák változását jellemző adatok.



Nitrogénformák II.: NO₃⁻, NO₂⁻

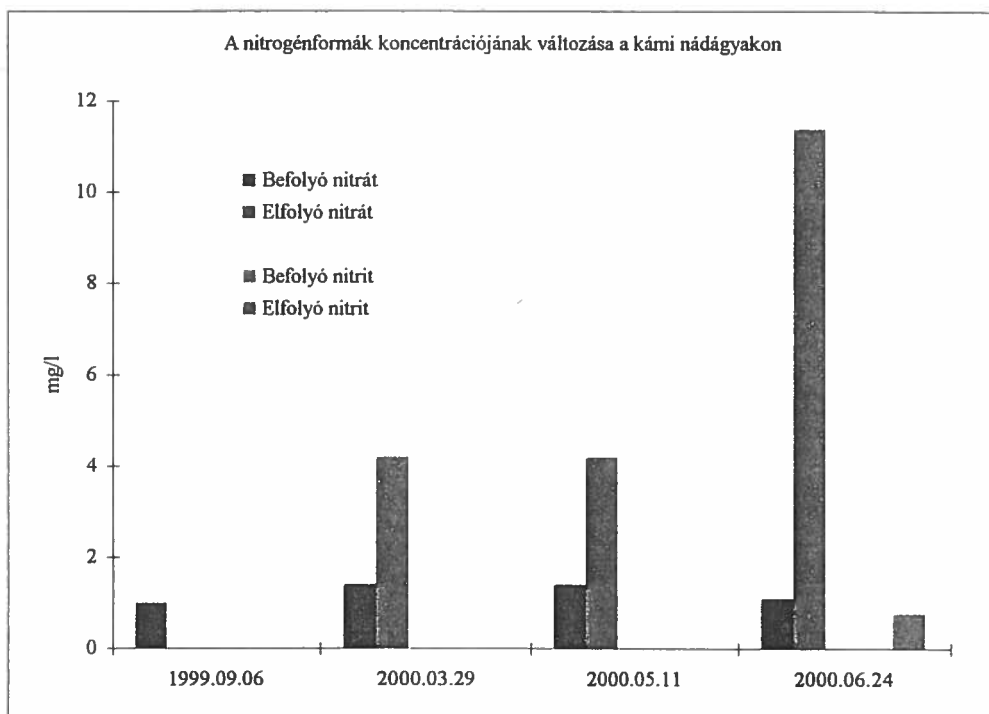
A nitrát- és nitritkoncentráció változásának vizsgálatánál igen kevés számú adat áll rendelkezésre. Annyi mindenesetre megállapítható, hogy az átlagosan 1,1 mg/l-rel befolyó nitrát mennyisége a kifolyási oldalon a több mint ötszörösére (átlagosan 7,8 mg/l-re) nő. A nitritkoncentráció követése nehézkes, mivel a befolyó oldat mért nitritkoncentráció értékei mindig a kimutatási határ alatt

⁴⁵ NH₄⁺-koncentrációból számolva.

voltak, az elfolyó víz nitrittartalma is csak egyszer haladta meg ezt az értéket. Bár a mérési adatok gyakorlatilag értékelhetetlenek, a teljesség kedvéért közlöm őket [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	NÁDÁGY BEFOLYÓ		NÁDÁGY ELFOLYÓ			
NO ₃ ⁻ - NO ₂ ⁻							
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%
1999. 09. 06.	NyuDuKöFe	1	kha	kha	kha	-	-
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	1,4	kha	4,2	kha	-200	-
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	1,1	kha	11,4	0,77	-936	-
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	1,1	kha	7,8	-	-568	-
ÁTLAG		1,1	kha	4,15	-	424,9	-
SZÓRÁS		0,2	-	1,1	-	200	-

A kámi szennyvíztisztító nádágában a nitrogénformák változását jellemző adatok.

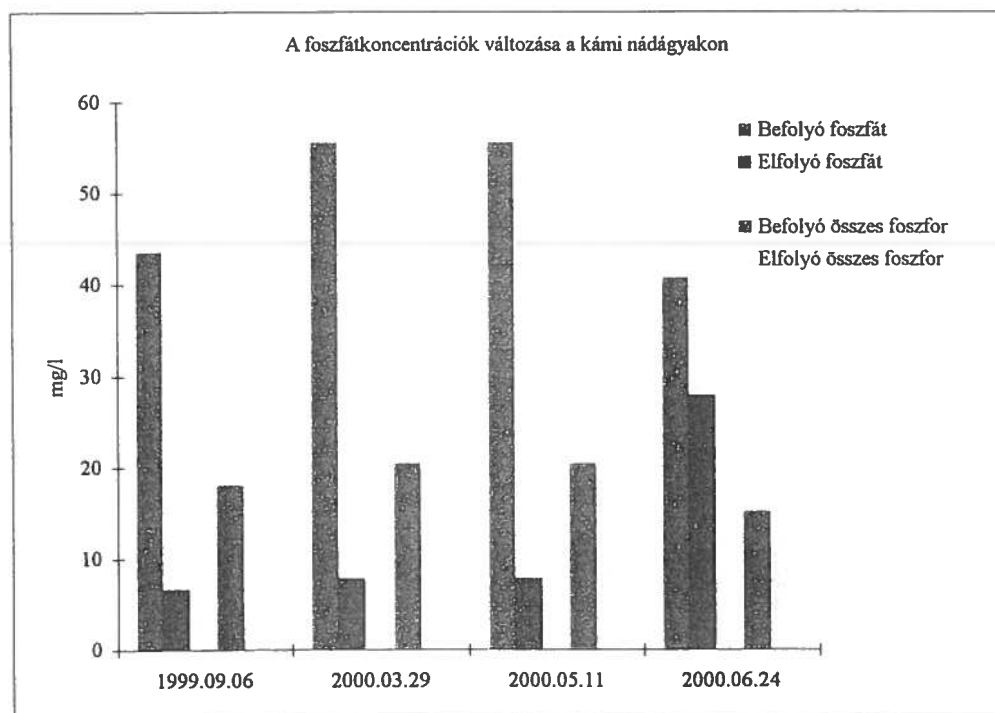


Foszforformák

A foszforformák mennyiségének változása szintén nehezen követhető a csekélyszámú mérés miatt. Annyi megállapítható, hogy az átlagosan 17,9 mg/l TP-tartalmú szennyvíz összes foszfortartalma a nádágából kijutva 6,0 mg/l-re változott, ez 66,5%-os csökkenést jelent. A foszfáttartalom pedig az átlagosan 46,7 mg/l-nyi értékről 14,2 mg/l-re csökkent, ez átlagosan 69,6%-os változást mutat [9.1] [9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	NÁDÁGY BEFOLYÓ		NÁDÁGY ELFOLYÓ			
PO ₄ ³⁻ - TP							
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%
1999. 09. 06.	NyuDuKöFe	43,6	18,1	6,7	4,3	84,6	76,2
2000. 03. 29.	NyuDuKöFe	55,6	20,5	7,9	19,9	85,8	2,9
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	40,8	15,2	27,9	11,7	31,6	23,0
ÁTLAG		46,7	17,9	14,2	6,0	69,6	66,5
SZÓRÁS		7,9	2,6	11,9	7,8	30,9	37,8

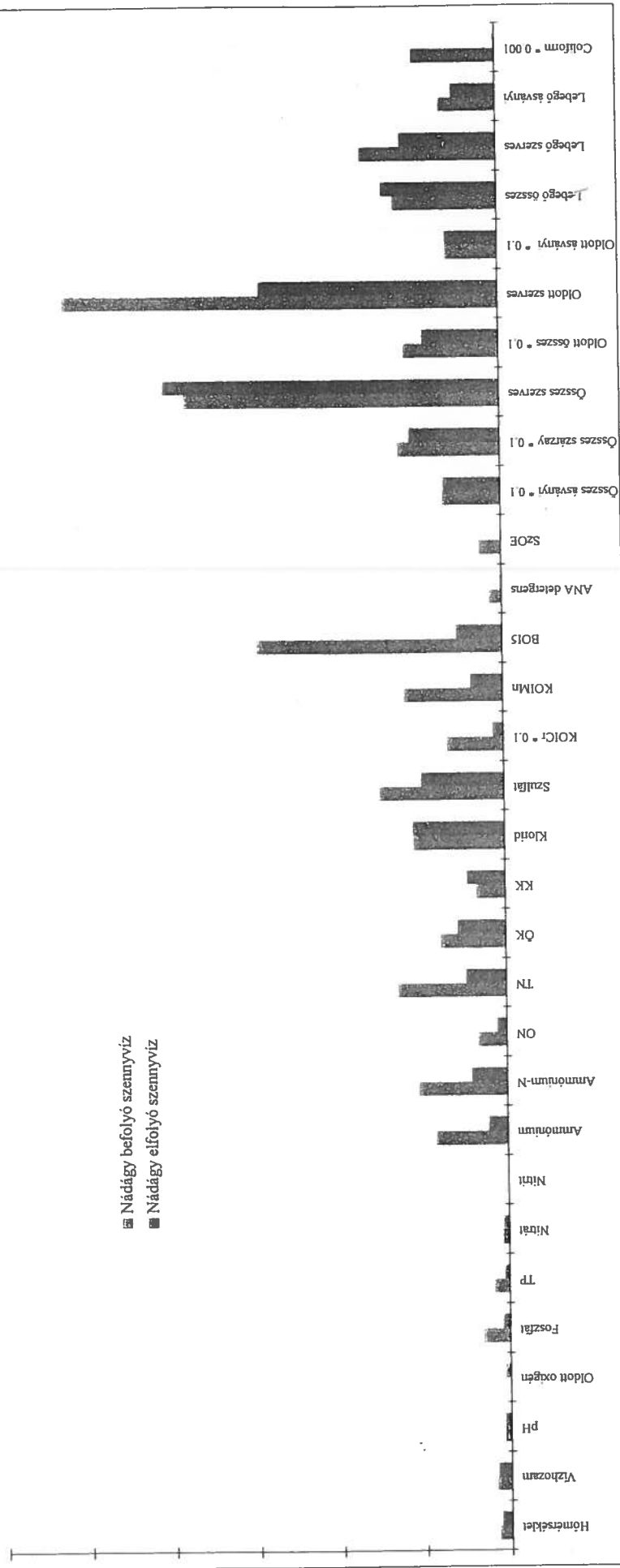
A kámi szennyvíztisztító nádágynak foszfátmentesítését mutató adatok.



A nádágokról elfolyó szennyvíz összes paraméterében jelenős változás áll be, melynek értékelését dolgozatomban következő részben teszem meg. A lentebbi táblázatban és mellékelt diagramokon mutatom be, hogy a nádágyon átfolyva a szennyvíz minőségében milyen változások következtek be [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

PARAMÉTER	MÉRTÉK- EGYSÉG	NÁDÁGY BEFOLYÓ SZENNYVÍZ	ADAT- SZÁM	SZÓRÁS	NÁDÁGY ELFOLYÓ SZENNYVÍZ	ADAT- SZÁM	SZÓRÁS	VÁLTOZÁS (%)
Hőmérséklet	°C	15,7	3	2,52	12,7	7	2,63	19,1
Vízhozam	l/min	17,8	4	6,39	16	3	6,56	10,1
pH	-	7,5	13	0,26	7,48	16	0,29	0,26
Oldott oxigén	mg O ₂ /l	0	3	-	6,38	5	3,35	-
Foszfát	mg PO ₄ ³⁻ /l	32,5	8	24,17	8,80	15	7,80	72,9
TP	mg P/l	19,2	5	2,76	6,35	4	3,57	66,9
Nitrát	mg NO ₃ /l	7,3	8	10,67	6,6	13	4,16	9,6

A nádágymódosító hatása a mért paraméterekre



Nitrit	mg NO ₂ ⁻ /l	0	3	-	0,80	21	0,49	-
Ammónium	mg NH ₄ ⁺ /l	86,1	8	71,97	23,08	33	35,73	73,2
Ammónium-N	mg N/l	106,1	9	9,35	42,55	29	25,97	59,9
ON	mg N/l	34,1	5	18,58	11,95	8	6,09	65,0
TN	mg N/l	129,4	5	23,40	47,93	4	39,78	63,0
ÖK	nk°	78	4	83,28	57,71	14	21,41	26,0
KK	nk°	34,7	3	12,06	46,29	7	22,48	-33,4
Na	mg Na/l	130	1	-	-	-	-	-
K	Mg K/l	33	1	-	-	-	-	-
Na-egyenérték	%	41,2	1	-	-	-	-	-
Klorid	mg Cl ⁻ /l	108,8	5	9,86	109,3	6	8,08	-0,5
Szulfát	mg SO ₄ ²⁻ /l	149,2	5	41,29	98,67	3	21,36	33,9
Szulfid	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
KOI _{Cr}	mg/l	677,1	14	143,3	128,1	29	111,2	80,9
KOI _{Mn}	mg/l	118,4	5	26,59	38,7	3	21,3	67,3
KOI _{sz}	mg/l	346,0	1	-	-	-	-	-
BOI ₅	mg/l	295,6	9	147,9	54,88	8	44,92	81,4
ANA detergens	mg/l	15,5	5	3,314	2,5	6	0,17	83,9
SzOE	mg/l	26,0	4	12,37	0,5	3	0	98,1
Ásványolaj UV	mg/l	24,3	1	-	-	-	-	-
Összes ásványi	mg/l	693,2	5	64,66	676,3	6	103,3	2,4
Összes száraz	mg/l	1227,8	5	90,26	1081	6	126,4	12,0
Összes szerves	mg/l	379,4	5	38,04	404,7	6	23,09	-6,7
Oldott összes	mg/l	1147,4	5	61,64	912	7	8,66	20,3
Oldott szerves	mg/l	522,8	5	42,09	289	6	62,35	44,7
Oldott ásványi	mg/l	624,6	5	41,05	623	6	71,01	0,3
Lebegő összes	mg/l	125,4	5	38,09	138,8	7	113,6	-10,7
Lebegő szerves	mg/l	164,4	5	244,1	115,7	6	85,45	29,6
Lebegő ásványi	mg/l	68,6	5	43,29	53	3	32,05	22,7
Coliform		100000	8	150000	2500	2	3300	97,5

A nádágyra befolyó és onnan elfolyó szennyvíz jellemző átlagos paraméterei

9.3.3., AZ UTÓÜLEPÍTŐ TÓ

A nádágyakról távozó víz - a levegőztető árkokban folyva - jut el az utóülepítő tóba. Miután az utóülepítő tó befolyója általában nem szerepelt a mérési pontok között, csak az elfolyója, emiatt a levegőztető árkok és az utóülepítő tó hatása külön-külön nem, csak egyben vizsgálható. Ezért a továbbiakban a két egységet egyként fogom jellemezni, befolyó adatokként pedig a nádágyak elfolyó adatait fogom felhasználni. Egyes paramétereket ritkán mértek az utóülepítő tó befolyójánál is. Ahol vannak ilyen adatok, ott azokat veszem figyelembe [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

Az utóülepítő tó vizsgálatát a lentebbi paraméterek szerint teszem meg [9.8][9.9]:

- ## Lebegőanyag

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	UTÓTÓ ELŐTT			UTÓTÓ UTÁN					
Összes lebegő - szerves lebegő - ásványi lebegő										
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
2000. 06. 24	NyuDuKöFe	237	165	72	86	63	82	50	4	94
2000. 06. 24	NyuDuKöFe	33	17	16	15	54	11	35	4	75
ÁTLAG		-	-	-	-	-	-	-	-	-
A kámi szennyvíztisztító utótávnak a lebegőanyag-koncentrációjában okozott változása.										

Oldott anyag

Az oldott anyag mennyiségének követésekor - akárcsak a lebegőanyag hasonló vizsgálatánál - az igen szerény adatmennyiség okoz gondot. Hároméves időintervallumból egyhónapnyi különbséggel létezik két adatsor, melyből az utóülepítő működését illetően következtetéseket levonni felelőtlenesség lenne. Annyi mindenesetre megállapítható, hogy az utóülepítőben való tartózkodás során a szennyvíz oldottanyag-tartalma megnőtt [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT			ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN					
Összes oldott - szerves oldott - ásványi oldott										
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	917	253	664	993	-8,3	341	-34,8	652	1,8
2000. 06. 24	NyuDuKöFe	902	361	541	1055	-16,9	449	-24,4	606	-12,0
ÁTLAG		-	-	-	-	-	-	-	-	-

A kámi szennyvíztisztító utótavában bekövetkezett oldottanyagtartalom-változás.

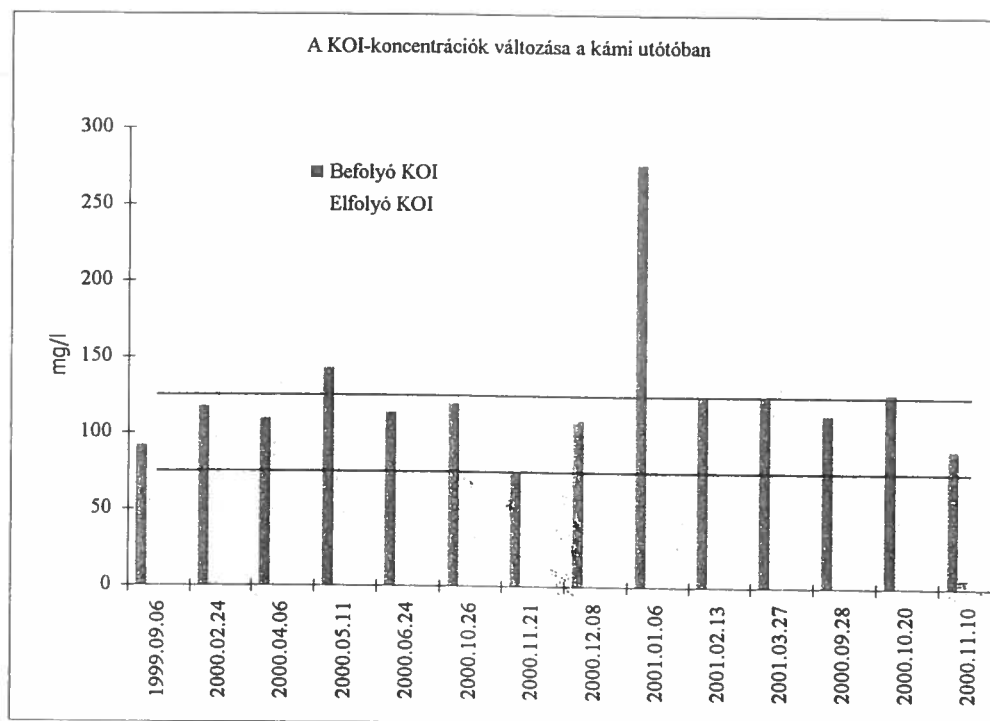
KOI_{Cr}

Igen fontos vizsgálni az egyik alapvető vízminősítő paraméter, a KOI_{Cr} változását is mind a napjainkban érvényes, mind az EU-határértékek szerint. Az átlagosan 124 mg/l kémiai oxigénigénnyel (maximum 277 mg/l, minimum 74 mg/l) befolyó szennyvíz átlagosan 120 mg/l-es (maximum 189 mg/l, minimum 48 mg/l) KOI_{Cr}-értékkel hagyja el az utóülepítőt. A tizennégy adatsor átlaga szerint a szennyvíz KOI_{Cr}-értéke 3%-nyi változást mutat, azonban a KOI_{Cr}-módosulás értékei igen széles tartományban szóródnak - a KOI_{Cr}-változás két szélső esete -71,8%-os és 61,7%-os tisztulás volt. A mellékelt diagramon feltüntettem a mai napon Magyarországon érvényes határértéket (vörös vonal), valamint az EU-csatlakozás utáni határértéket (kék vonal) [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5][9.14][9.15].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	UTÓTÓ ELŐTT	UTÓTÓ UTÁN	
KOI				
		mg/l	mg/l	%
1999. 09. 06.	NyuDuKöFe	92	131	-42,4
2000. 02. 24.	NyuDuKöFe	118	158	-33,9

2000. 04. 06.	NyDuKöFe	110	189	-71,8
2000. 05. 11.	NyDuKöFe	143	162	-13,3
2000. 06. 24.	NyDuKöFe	114	125	-9,6
2000. 10. 26.	Vasivíz	120	106	11,6
2000. 11. 21.	Vasivíz	74	98	-32,4
2000. 12. 08.	Vasivíz	109	100	8,3
2001. 01. 06.	Vasivíz	277	106	61,7
2001. 02. 13.	Vasivíz	124	124	0,0
2001. 03. 27.	Vasivíz	124	152	-22,5
2000. 09. 28.	saját	113	93	13,2
2000. 10. 20.	saját	127	48	62,2
2000. 11. 10.	saját	91	89	2,2
ÁTLAG		124	120	3
SZÓRÁS		45,6	35,1	35,6

A kámi szennyvíztisztító utótavában mért KOI_{Cr}-értékek.

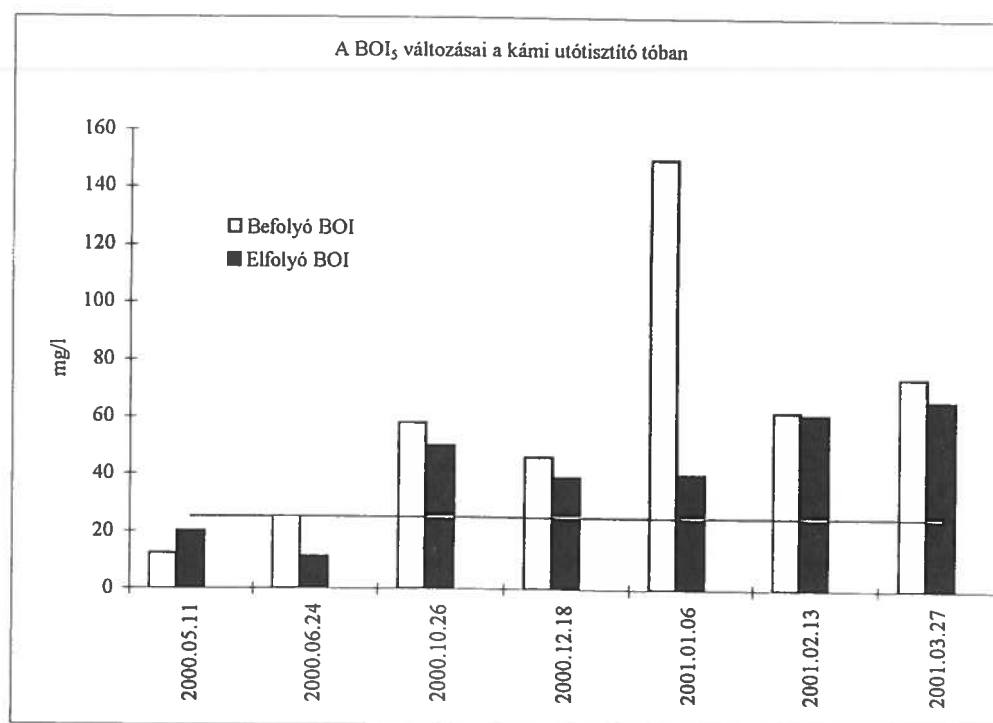


BOI₅

Bár napjaink jogalkotása nem rendelkezik a felszíni vizekbe bocsátható BOI₅-koncentrációról, az EU jogalkotása szabályozza mindezt. Az igen széles tartományban mozgó, 61 mg/l átlaggal jellemezhető BOI₅-adatok (minimum 12 mg/l, maximum 150 mg/l) átlagosan 32,8%-nyi (minimum -66,6%, maximum 73,3%) változás után hagyják el az utótavat. Innen a befogadóba átlagosan 41 mg/l-es értékkel (minimum 11 mg/l, maximum 66 mg/l) folynak el [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5][9.14][9.15].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	UTÓTÓ ELŐTT	UTÓTÓ UTÁN	
BOI ₅				
		mg/l	mg/l	%
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	12	20	-66,6
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	25	11	65,0
2000. 10. 26.	Vasivíz	58	50	13,8
2000. 12. 18.	Vasivíz	46	39	15,2
2001. 01. 06.	Vasivíz	150	40	73,3
2001. 02. 13.	Vasivíz	62	61	1,6
2001. 03. 27.	Vasivíz	74	66	10,8
ÁTLAG		61	41	32,8
SZÓRÁS		44,7	20,2	46,1

A kámi szennyvíztisztító utótavába befolyó és onnan távozó BOI₅-adatok.



Nitrogénformák I.: $\text{NH}_4^+\text{-N}$, ON, TN

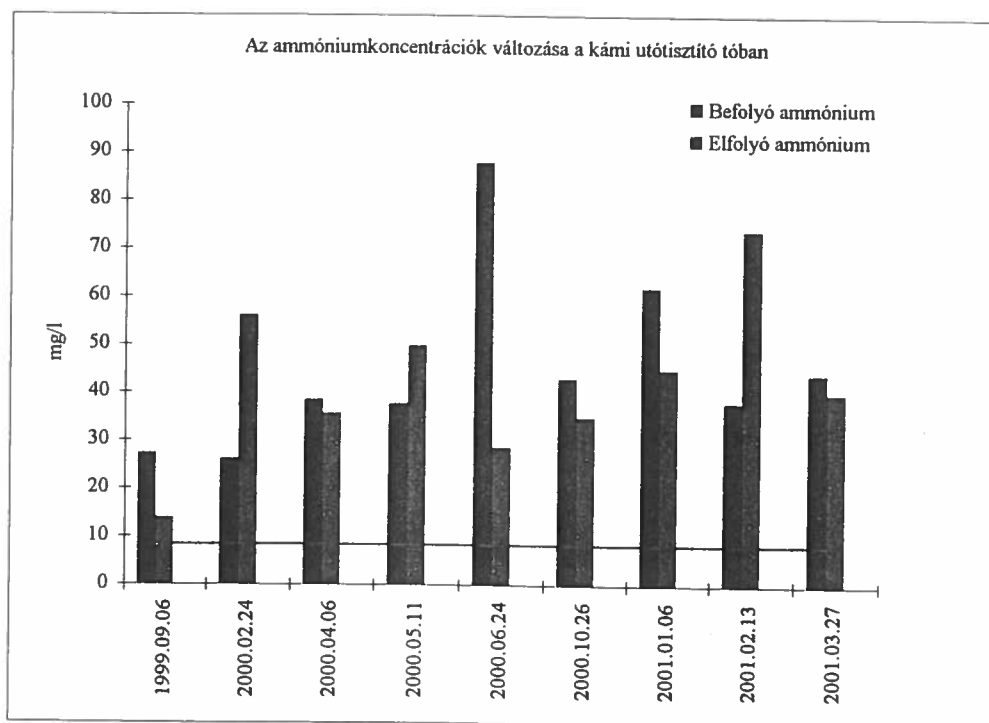
Igen fontos a nitrogénformák jellemző tendenciáinak követése. Ez nem csak a határértékek betartása miatt szükséges, hanem fontos tudni, hogy az ammónium koncentrációja hogyan változik, megtörténik-e a technológia által megkívánt $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$ átalakulás, azaz az utótót betölti-e levegőztető szerepét. Mivel a szerves és összes nitrogénforma adatai meglehetősen ritkán képezték mérés tárgyát, emiatt az érdemi értékelést csak az ammóniumra végzem el. Az átlagosan

44,9 mg/l ammóniumkoncentrációval (maximum 87,8 mg/l, minimum 26 mg/l) érkező szennyvíz átlagosan 6,5%-nyi változás (maximum 67%, minimum -115,4%) után átlagosan 42 mg/l-nyi ammóniumtartalommal távozik el (maximum 56mg/l, minimum 13,9 mg/l) [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5][9.14][9.15].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGEZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT			ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN					
NH ₄ ⁺ -N - ON – TN										
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%	%
1999. 09. 06.	NyuDuKöFe	27,2	5,1	32,6	13,9	4,5	21	48,9	11,8	35,6
2000. 02. 24.	Biokör	26,0	-	-	56,0	-	-	-115,4	-	-
2000. 04. 06.	NyuDuKöFe	38,5	-	-	35,7	-	-	7,3	-	-
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	37,7	17	5	49,8	14	65	-32,0	17,6	-1200
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	87,8	8,3	99,1	28,7	4,3	33,9	67,3	48,2	65,8
2000. 10. 26.	Vasivíz	43,0	-	-	35,0	-	-	18,6	-	-
2001. 01. 06.	Vasivíz	62,0	-	-	45,0	-	-	27,4	-	-
2001. 02. 13.	Vasivíz	38,0	-	-	74,0	-	-	-94,7	-	-
2001. 03. 27.	Vasivíz	44,0	-	-	40,0	-	-	9,1	-	-
ÁTLAG		44,9	10,1	45,6	42,0	7,6	39,9	6,5	24,7	12,5
SZÓRÁS		13,2	6,2	48,3	17,1	5,5	22,6	62,3	19,7	722,3

A kámi szennyvíztisztító utótávjában a nitrogénformák változását mutató táblázat.

A kámi szennyvíztisztító utótavában a nitrogénformák változását mutató táblázat.

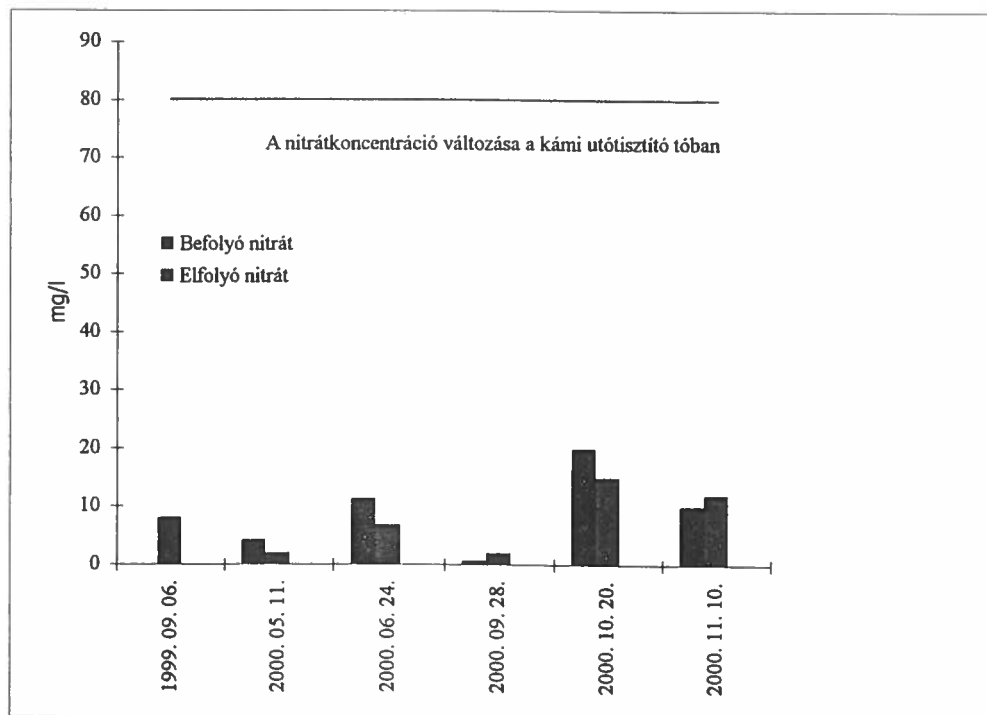


Nitrogénformák II.: NO_3^- , NO_2^-

A nitrát- és nitritkoncentráció változásának követésére is igen kevés adatsor áll rendelkezésre, melyek igen nagy szórással jellemezhetőek, emiatt ezen adatokból tendenciára, és abból üzembiztonságra következtetni felelőtlenség volna. Mivel azonban a felszíni vizekbe bocsátható nitrát mennyisége törvényileg szabályozott, bemutatom ezen mérési adatokat a határértékek tekintetében [9.1][9.2] [9.3][9.4][9.5].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT		ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN			
NO ₃ ⁻ - NO ₂ ⁻							
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%
1999. 09. 06.	NyuDuKöFe	-	-	8,1	1,96	-	-
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	4,2	0,15	2	0,31	52,4	-106,7
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	11,4	0,77	6,9	1,14	39,4	-48,1
2001. 09. 28.	saját	0,7	0,4	2	0,8	-185,7	-100
2001. 10. 20.	saját	20	1,5	15	1,5	25	0
2001. 11. 10.	saját	10	1,1	12	0,4	-20	63,6
ÁTLAG		9,2	0,7	7,7	1,0	-17,7	-38,2
SZÓRÁS		7,4	0,5	5,2	0,6	97,7	17,4

A kámi szennyvíztisztító utánában a nitrogénformákban beállt változások.

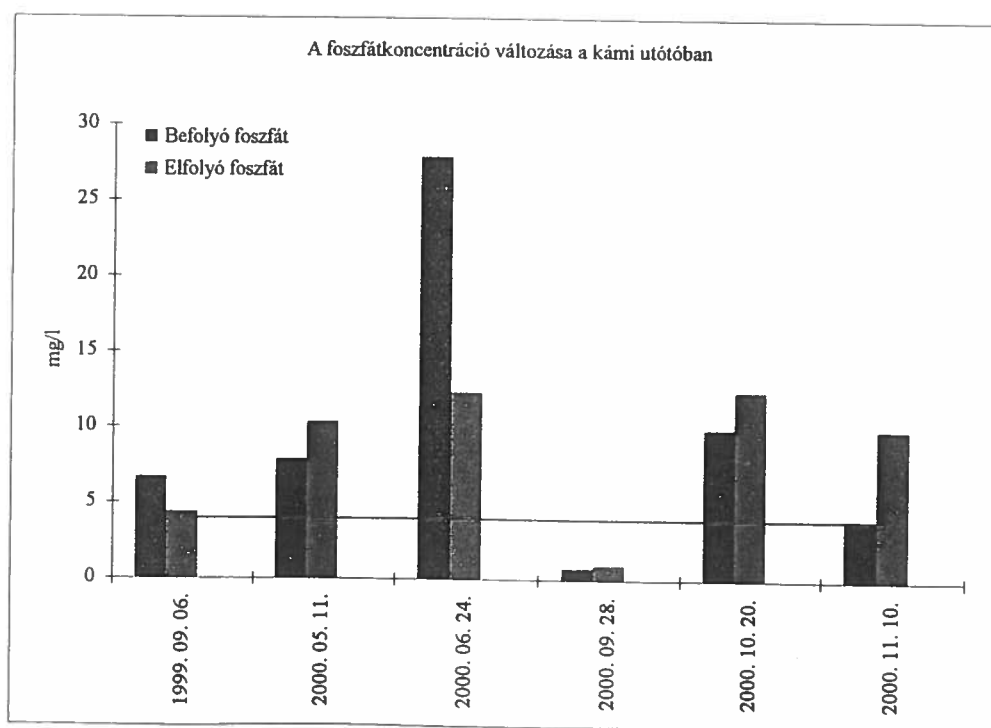


Foszforformák

Az utótóban történő foszfátkiülepedés vizsgálatához is kevés adat áll rendelkezésre, emiatt csak az ortofoszfát koncentrációjában bekövetkezett változásokat követem figyelemmel. Itt látható, hogy a foszfát koncentrációk általában - jellemzően a nyári időpontokban - növekvő tendenciát mutatnak. A szennyvíz átlagosan 9,5 mg/l ortofoszfát-tartalommal (maximum 27,9 mg/l, minimum 0,8 mg/l) érkezik az utótóba, melyet átlagosan 17%-nyi változás (maximum 55,5%, minimum 150%) után hagy el. Ezzel koncentrációja átlagosan 8,4 mg/l-re (maximum 12,4 mg/l, minimum 1,0 mg/l) csökken [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5][9.14][9.15].

DÁTUM	MÉRÉST VÉGZŐ	ELŐÜLEPÍTŐ ELŐTT		ELŐÜLEPÍTŐ UTÁN			
PO ₄ ³⁻ - TP							
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	%
1999. 09. 06.	NyuDuKöFe	6,7	4,3	4,4	2,9	34,3	32,5
2000. 05. 11.	NyuDuKöFe	7,9	4,7	10,4	5,2	-31,6	-10,6
2000. 06. 24.	NyuDuKöFe	27,9	11,7	12,4	-	55,5	100
2001. 09. 28.	Saját	0,8	-	1,0	-	-25,0	-
2001. 10. 20.	Saját	10,0	-	12,5	-	-25,0	-
2001. 11. 10.	Saját	4	-	10,0	-	-150,0	-
ÁTLAG		9,5	6,9	8,4	4,0	17,7	40,6
SZÓRÁS		9,5	4,1	4,7	1,6	71,6	55,7

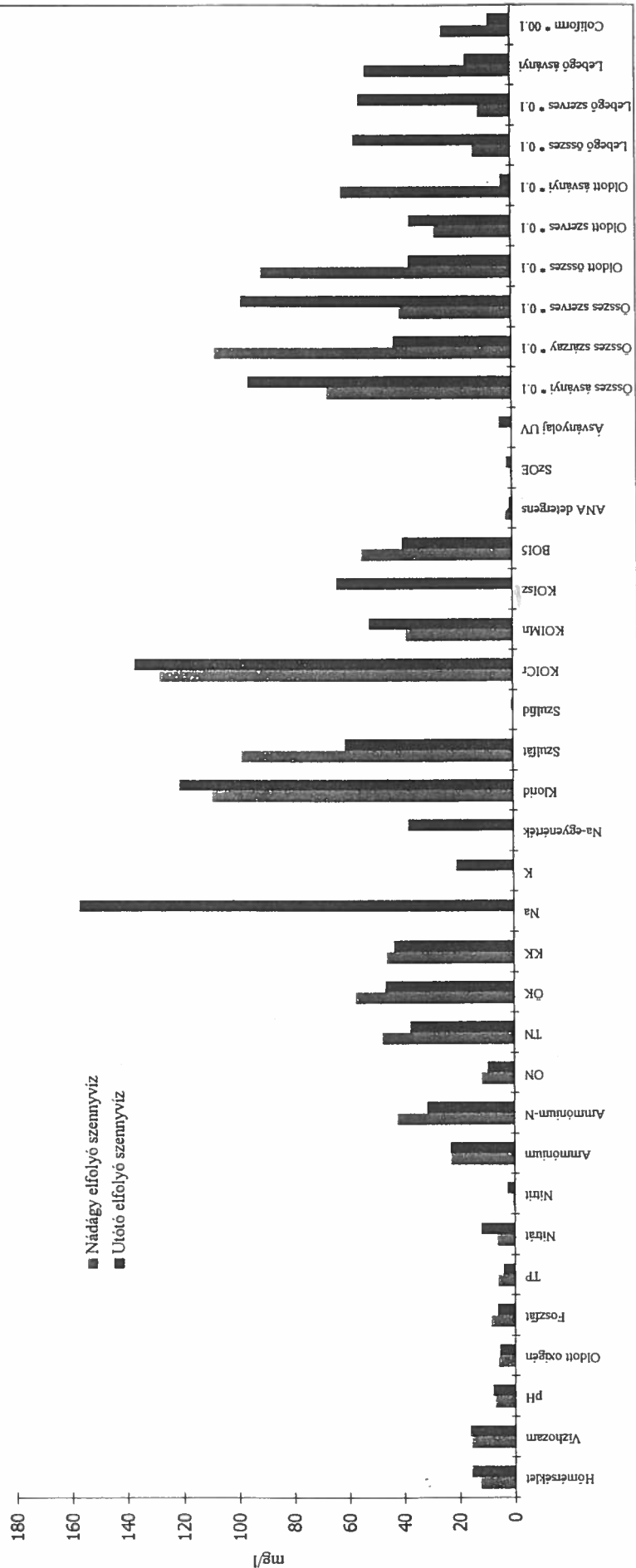
A foszforformák koncentrációiban bekövetkező változások a kámi szennyvíztisztító utóülepítőjében.



Fontos vizsgálni, hogy milyen változást mutat a szennyvíz összes paramétere az utó lepitő tóban. Ezeket a változásokat lentebb közlöm [9.1][9.2][9.3][9.4][9.5].

PARAMÉTER	MÉRTÉK- EGYSÉG	NÁDÁGY ELFOLYÓ SZENNYVÍZ	ADAT- SZÁM	SZÓRÁS	UTÓTÓ ELFOLYÓ SZENNYVÍZ	ADAT- SZÁM	SZÓRÁS	VÁLTOZÁS (%)
Hőmérséklet	°C	12,7	7	2,63	16	3	6,2	-25,9
Vízhozam	l/min	16	3	6,56	16,5	10	6,1	-3,1
pH	-	7,48	16	0,29	8,2	19	0,3	-9,6
Oldott oxigén	mg O ₂ /l	6,38	5	3,35	5,7	3	4,5	10,6
Foszfát	mg PO ₄ ³⁻ /l	8,80	15	7,80	6,5	14	4,8	26,1
TP	mg P/l	6,35	4	3,57	4,5	9	2,9	29,1
Nitrát	mg NO ₃ ⁻ /l	6,6	13	4,16	12,3	14	18,2	-86,3
Nitrit	mg NO ₂ ⁻ /l	0,80	21	0,49	2,9	14	3,6	-263,5
Ammónium	mg NH ₄ ⁺ /l	23,08	33	35,73	23,3	13	20,1	-0,95
Ammónium-N	mg N/l	42,55	29	25,97	31,8	15	16,3	25,3
ON	mg N/l	11,95	8	6,09	9,9	6	4,6	17,1
TN	mg N/l	47,93	4	39,78	37,7	6	15,9	21,3
ÖK	nk°	57,71	14	21,41	46,7	12	62,2	19,0
KK	nk°	46,29	7	22,48	43,6	3	15,8	5,8
Na	mg Na/l	-	-	-	157,0	9	50,3	-
K	Mg K/l	-	-	-	20,8	9	5,86	-
Na-egyenérték	%	-	-	-	38,2	9	11,7	-
Klorid	mg Cl ⁻ /l	109,3	6	8,08	121,0	9	9,5	-10,7
Szulfát	mg SO ₄ ²⁻ /l	98,67	3	21,36	61,2	9	16,4	37,9
Szulfid	mg/l	-	-	-	0,5	2	0,7	-
KOI _{Cr}	mg/l	128,1	29	111,2	36,9	21	48,8	-6,7
KOI _{Mn}	mg/l	38,7	3	21,3	52,2	8	18,8	-34,9
KOI _{sz}	mg/l	-	-	-	64,1	9	41,6	-
BOI ₅	mg/l	54,88	8	44,92	39,8	12	17,7	27,4
ANA detergens	mg/l	2,5	6	0,17	1,2	13	1,7	52,0
SzOE	mg/l	0,5	3	0	2,1	14	3,96	-320
Ásványolaj UV	mg/l	-	-	-	4,7	1	-	-
Összes ásványi	mg/l	676,3	6	103,3	956,9	15	192,7	-41,5
Összes száraz	mg/l	1081	6	126,4	46,8	16	25,32	95,7
Összes szerves	mg/l	404,7	6	23,09	980,3	10	126,4	-142,3
Oldott összes	mg/l	912	7	8,66	374,2	10	142,9	58,3
Oldott szerves	mg/l	289	6	62,35	371,0	10	58,15	-28,3
Oldott ásványi	mg/l	623	6	71,01	36,9	10	24,32	94,0
Lebegő összes	mg/l	138,8	7	113,6	572,4	10	97,83	-312,3
Lebegő szerves	mg/l	115,7	6	85,45	558,5	10	101,0	-382,7
Lebegő ásványi	mg/l	53	3	32,05	16,6	10	15,6	68,7
Coliform	l/cm ³	2500	2	3300	807	10	1519,2	67,7

Az utóó változó hatása a mért paraméterekre



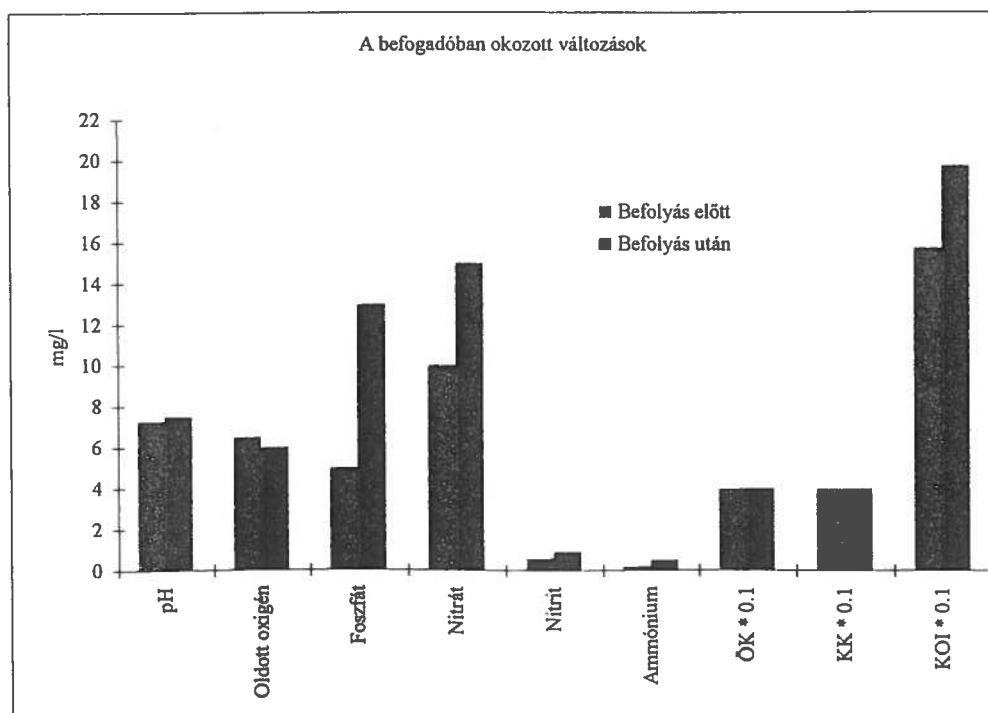
9.3.4., A BEFOGADÓBAN OKOZOTT KÉMIAI VÁLTOZÁSOK

Fontos vizsgálni, hogy a befogadó mért paramétereiben milyen változást okozott a szennyvízbeocsátás. Sajnálatos módon összesen egy adatsor áll rendelkezésre, mely mennyiség éppen csak tájékoztató jellegű lehet. Az észlelt adatokat a lentebbi táblázatban tüntetem fel, félkövéren jelölve azon paramétert, mely a felszíni helyi határértéket meghaladja. A változások tendenciáját diagramon is szemléltetem. A mérési adatok saját mérések.

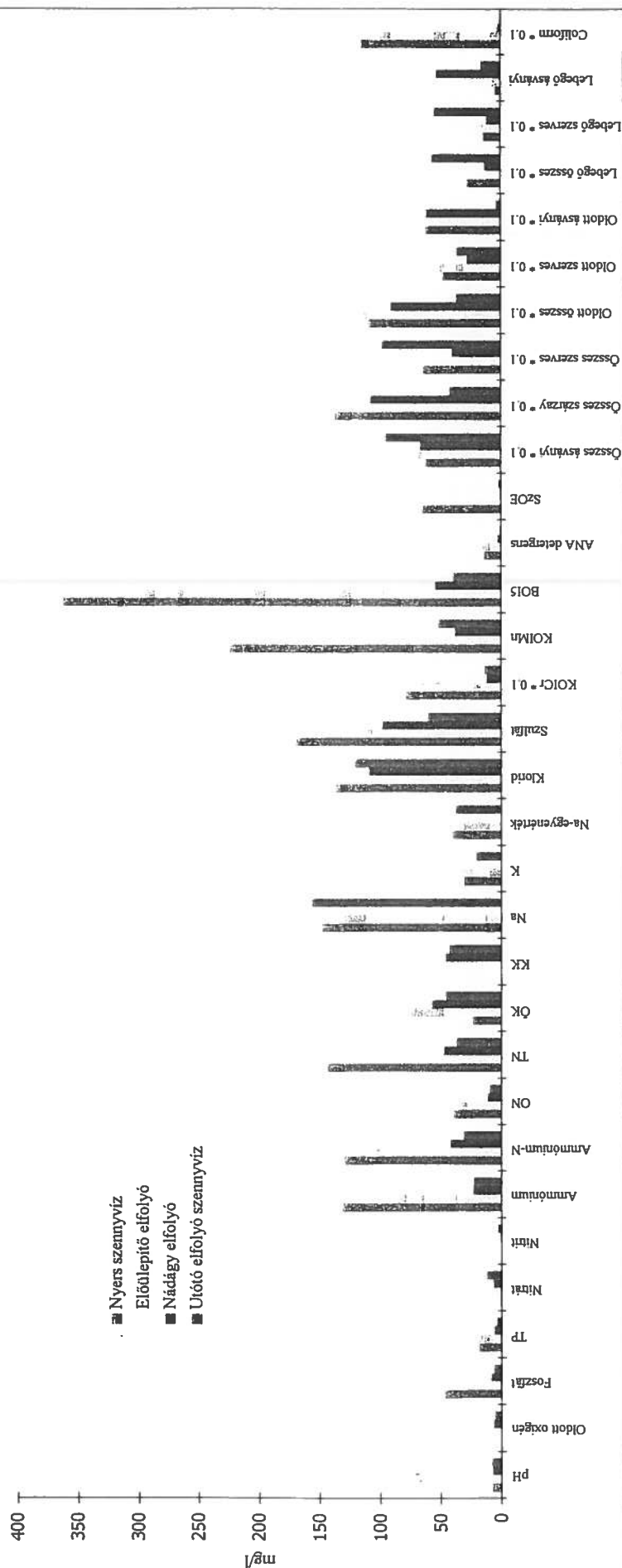
Megállapítható, hogy a befogadó pH-ja, foszfát-, nitrát-, nitrit-, ammónium- és KOI_{Cr} -tartalma megnőtt a bebocsátás hatására. Az oldottoxigén-koncentráció csökkenni látszik, a keménységek értékében nem következett be érdemi változás.

PARAMÉTER		BEFOGADÁS S ELŐTT	BEFOGADÁS UTÁN
pH	-	7,3	7,5
Oldott oxigén	mg O_2 /l	6,5	6,0
Foszfát	mg PO_4^{3-} /l	5,0	13,0
Nitrát	mg NO_3^- /l	10,0	15,0
Nitrit	mg NO_2^- /l	0,6	0,9
Ammónium	mg NH_4^+ /l	0,2	0,5
Összkeménység	nk°	40,0	40,0
Karbonátkeménység	nk°	40,0	40,0
KOI_{Cr}	mg/l	157	197

*A befogadóban bekövetkező változások
a szennyvízbeocsátás hatására.*



Az egyes paraméterek változása a tisztítási folyamat egésze során Kánon



10., A VÍZMINŐSÉGI VIZSGÁLATOK ÉRTÉKELÉSE

Dolgozatom előző részében ismertettem a kámi tisztítóban a mai napig történt mérési eredményeket. Jelen fejezetben a vizsgált paraméterek értékeit fogom a szakirodalom által közölt adatokkal egybevetni. Ennek alapján minősíteni fogom az egyes műtárgyakat aszerint, hogy szerepüket mennyire töltik be a tisztítási rendszerben. Annak vizsgálatát, hogy miért nem tölti be a rendszer eleme a megfelelő funkciót, csak az egyéni munka területein - a nádágy talajának vizsgálata és a foszfátmentesítés tanulmányozása - fogom vizsgálni szakdolgozati munkám következő fejezetében.

10.1., AZ ELŐÜLEPÍTŐ JELLEMZŐ KÉMIAI PARAMÉTEREINEK ÉRTÉKELÉSE

Lebegőanyag

Megállapítható, hogy az előüleptítés során az összes lebegőanyagtartalom 43%-kal csökkent, ezen belül a szerves lebegő mennyisége 65%-kal csökkent, az ásványi lebegőanyag koncentrációja enyhén növekvő tendenciát mutat. Ennek általános magyarázatául az szolgál, hogy a lebegőanyag - különösen a szerves lebegő - Stokes törvénye szerint - kiülepszik az előüleptítőben. A szakirodalom szerint az előüleptítők általában a lebegőanyag-tartalom 60%-át vonják ki a szennyvízből [10.1][10.2][10.3][10.4].

Megállapítom, hogy a 60%-os lebegőanyag-tartalom-eltávolítással az előüleptítő működése a lebegőanyag-koncentráció csökkentése szempontjából kielégítőnek mondható.

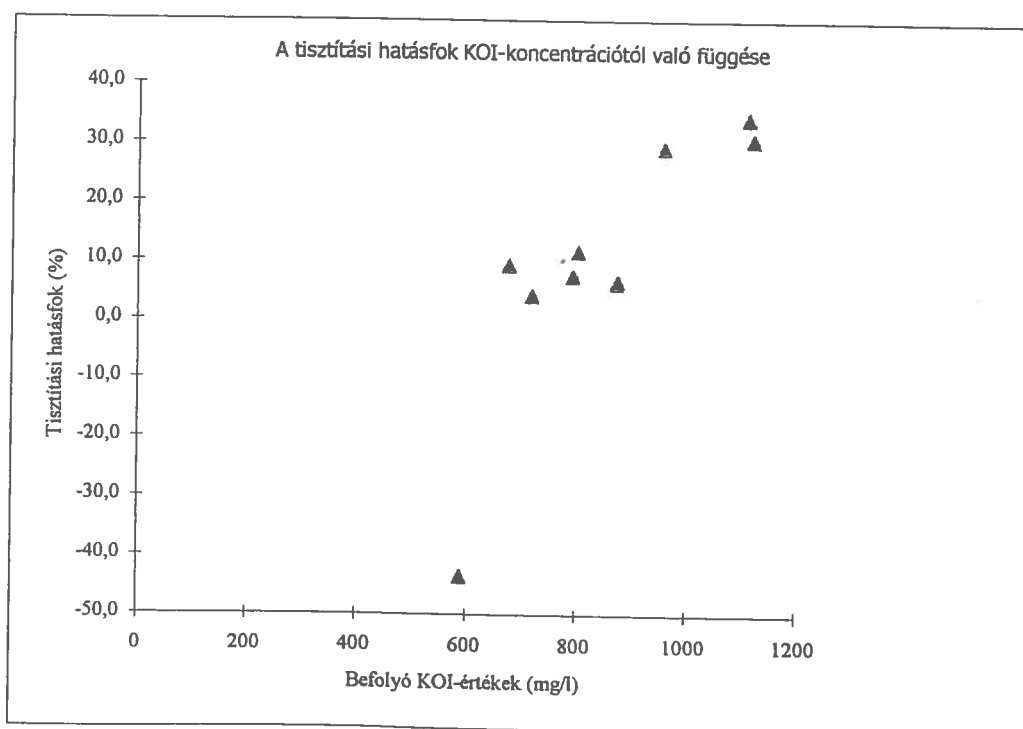
Oldott anyag

Megállapítom, hogy az összes oldott anyag és a szerves oldott anyag mennyisége az előülepítőn áthaladva enyhén nőtt, az ásványi oldott anyag mennyisége pedig nem változott. Bár az előülepítőnek nem célja az oldott anyag eltávolítása, annyi mindenesetre elmondható, hogy az előülepítőben lejátszódó anaerob degradációs folyamatok – melyek az oldott anyag koncentrációnövekedésének egyedüli forrásai lehetnek - nem termelnek jelentős mennyiségben oldott anyagot.

Az előülepítők oldottanyag-koncentrációt módosító hatásáról irodalom nem áll rendelkezésre, emiatt e paraméter változását nem tudom minősíteni.

KOI_{Cr}

A kámi szennyvíztisztító telepre érkező szennyvíz KOI_{Cr}-koncentrációja az előülepítőn áthaladva átlagosan 13%-kal csökkent, döntően lebegőanyagként kiülepedve. A csökkenés a KOI_{Cr}-terhelés függvényében fokozódó tendenciát mutat, mely közismert összefüggést a lentebbi diagramon szemléltetem. Az előülepítők átlagos KOI_{Cr}-mentesítő képessége 15-30% közöttinek adódik a szakirodalom szerint [10.1][10.2][10.3][10.4].



Megállapítom, hogy a kámi tisztító előülepítője az átlagosnál gyengébben csökkenti a szennyvíz KOI_{Cr} -koncentrációját.

BOI₅

A kámi tisztító előülepítője a beérkező nyers szennyvíz BOI₅-koncentrációjában átlagosan 8,9%-nyi csökkenést okozott, mely BOI₅-mennyiség jó része lebegőanyagként ülepedett ki az előülepítőben. A szakirodalom szerint az előülepítőkre átlagosan 60%-os BOI₅-csökkentési képesség jellemző, ám a Kámon észlelt értékek ettől messze elmaradnak [10.1][10.2][10.3][10.4].

A mérési eredmények értelmében megállapítom, hogy az előülepítő a BOI₅--mentesítési feladatát nem látja el megfelelően.

NH₄-N, ON, TN

A nitrogénformák koncentrációváltozásával követhető, hogy az általános részben tárgyalt nitrogéntartalmú vegyületekre jellemző degradációs folyamatok melyik szakasza játszódik le. Az előülepítő a befolyó szennyvíz ammóniumkoncentrációjában igen csekély növekedést okozott. Sokkal jelentősebb az összes nitrogén és a szerves nitrogén koncentrációjának csökkenése.

A jelenség két módon magyarázható: egyrészt az ammóniumkoncentráció növekedése és az ON-koncentráció csökkenése indokolható az anaerob ammonifikáció folyamatával. Másrészt a TN-koncentráció csökkenését okozhatja az egyes nitrogénformák kiülepedése is. Sokkal valószínűbbnek tűnik azonban, hogy az össz-nitrogén-koncentráció csökkenéséért az ammónia párolgása a felelős.

Foszforformák

A mérési adatok tanulsága szerint a kámi szennyvíztisztító telep előülepítőjében az ortofoszfátnak mintegy 5%-a raktározódik - döntően lebegőanyag formájában kiüledve. Az irodalom szerint az előülepítőkre átlagosan 10%-os ortofoszfátmentesítési hatások jellemző. Az össz-foszfát mennyisége is csökkenő tendenciát mutat, azonban itt az adatok csekély száma miatt csak bizonytalanul lehet indokot mondani [10.1][10.2][10.3][10.4].

A fentiek alapján megállapítom, hogy a kámi előülepítő az elvárhatónál gyengébben távolítja el a nyers szennyvízzel érkező foszfátot.

10.2., A NÁDÁGYAK JELLEMZŐ KÉMIAI PARAMÉTEREINEK ÉRTÉKELÉSE

Oldott anyag

A nádág működése az összes oldott anyag koncentrációján átlagosan 17%-kal csökkentette, ezen belül a szerves oldott anyag koncentrációja 38%-os, az oldott ásványi anyag koncentrációja pedig 3 %-os csökkenést mutat. Az oldottanyag-koncentráció csökkenése a mikrobiológiai részben leírt folyamatokkal, valamint növényi és állati felszívással, kiüledéssel, adszorpcióval stb. magyarázható. Mind az érkező, mind az elfolyó oldottanyag-koncentrációk jóval magasabbak az irodalom által közölt esettanulmányok vonatkozó értékeinél. Az irodalmak az oldottanyag-koncentráció változását 70-90%-osnak ismertetik, ettől a Kámon kért értékek jelentősen elmaradnak [10.5][10.6][10.7] [10.8][10.9][10.10].

Megállapítom, hogy a kámi szennyvíztisztító nádágjának oldottanyag-mentesítési hatásfoka nem megfelelő, és ennek oka valószínűleg főként a jelentkező hidraulikus rövidzárlatban keresendő.

KOI_{Cr}

A kámi szennyvíztisztítóban alkalmazott gyökértereken a KOI_{Cr} koncentrációja átlagosan 82%-nyi csökkenést mutat a mérési adatok tanulsága szerint. Az irodalmak szerint a KOI_{Cr} átlagos változása a nádágyakon mintegy 80%-ra tehető [10.1][10.2][10.3][10.5][10.6][10.7][10.8][10.9][10.10].

Ennek értelmében megállapítom, hogy a nádágy KOI_{Cr}-mentesítő feladatát megfelelően látja el, a hidraulikus rövidzárlat hatása nem tapasztalható.

BOI₅

A kámi szennyvíztisztító nádágyára érkező szennyvíz BOI₅-koncentrációja átlagosan 81%-os csökkenést mutat. Jól megtervezett telepek esetén - az irodalom szerint - átlagosan 80%-os BOI₅-eltávolítás várható. A BOI₅-mentesítést a hidraulikus rövidzárlat nem zavarja kritikusan, hiszen a BOI₅ 50%-a általánosan már a nádágyak első pár méterén eltávolítódik [10.1][10.2][10.3][10.5][10.6] [10.7][10.8] [10.9][10.10].

A mérési adatok tükrében megállapítom, hogy a kámi tisztító gyökértere a BOI₅--mentesítő feladatát maradéktalanul ellátja. A BOI₅-mentesítés folyamatát a hidraulikus rövidzárlat nem zavarja.

Nitrogénformák I.: NH₄⁺-N, ON, TN

A tanulmányozott irodalmak általában a TN-koncentráció változását ismertetik, ezért én is azt jellemzem először. A nádágyakra folyó szennyvíz TN-koncentrációja 51%-os csökkenést mutat (ezen belül az ammónium 53%-kal, a szerves nitrogén mennyisége pedig 58%-kal csökkent). Az irodalmak a TN-koncentráció nádágyakon történő változását átlagosan 40-60%-nak adják meg [10.1][10.2][10.3] [10.5][10.6][10.7][10.8] [10.9][10.10].

A mért és az irodalom által említett adatok ismeretében megállapítom, hogy a nádágy a TN-mentesítő feladatát ellátja.

A tanulmányozott irodalmak a nádágyak ammónium-mentesítési hatásfokát átlagosan 50-60 %-nak adják meg [10.1][10.2][10.3][10.5][10.6][10.7][10.8][10.9][10.10].

Megállapítom, hogy a nádágyak az ammónium-mentesítési szerepet a technológia elvárásainak megfelelően látják el.

Nitrogénformák II.: NO_3^- , NO_2^-

Elvégeztem az egyéb nitrogénformák vizsgálatát is, hogy képet kapjak a nitrifikáció-denitrifikáció folyamatának előrehaladottságáról. Mérési adatok csekély számban, az időben egyenetlenül elosztva és igen nagy szórással álltak rendelkezésre.

Megállapítom, hogy a szerény mennyiségű és igen nagy szórású adatok nem teszik lehetővé, hogy a nitrifikáció-denitrifikáció mértékének minősítésére kísérletet tegyek.

Foszforformák

A kámi szennyvíztisztítóban végzett mérések tanulsága szerint a nádágyon a TP-koncentrációk 66,5%-os, míg az ortofoszfát koncentrációja 69,6%-os csökkenést mutat. Az irodalmak átlagosan 40-60%-nyi változást ismertetnek a nádágyon történő foszfátkoncentráció-csökkenésre [10.1][10.2][10.3][10.5][10.6][10.7][10.8][10.9][10.10].

Megállapítom, hogy a kámi szennyvíztisztító gyökérmezői a szennyvíz foszfátkoncentráció-csökkentő feladatuknak eleget tesznek.

11., FOSZFÁTMENTESÍTÉS ÉS TALAJTANI VIZSGÁLATOK

Szakdolgozati témámban két további kérdésre kerestem választ. Egyrészt megoldást kívántam keresni a természetközeli - és természetesen azon belül a gyökértéri - tisztítási eljárások egyik nagy hiányosságának, a foszfátmentesítés elégtelenségének orvoslására. Erre a célra a bauxitot tartottam alkalmasnak, és laboratóriumi kísérleteket végeztem annak megállapítására, hogy valóban segíti-e az elfolyó foszfátkoncentrációjának csökkenését a tisztított víz visszaszennyezése nélkül. A másik kérdést, melyre választ kívántam találni, a nádágys talajának alkalmasságával volt kapcsolatos. Már a terepi szemrevételezésnél feltűnt, hogy a talaj szemcsemérete az agyagos tartományba tartozik, tehát szivárgási tényezője akár több nagyságrenddel is kisebb lehet, mint amit a technológia megkíván. Ennek pontos feltárására szivárgásiegyüttható-vizsgálatot végeztem, segítségül hívva az alkalmazott hidrogeológia és az általános talajtan tudományát.

11.1., TALAJTANI VIZSGÁLATOK

Elsőként az elvégzett talajtani vizsgálatokat ismertetem. Vázolni fogom a vizsgálat szükségességét, részletezem annak a szakirodalomból megismert elvi alapjait, majd mérési eredményeim ismertetése után magyarázatot adok azokra. Véleményem szerint a nádágy talaja túl apró szemcsemérettartományba esik, emiatt a szivárgási együtthatója is kicsi - a víz tehát inkább a felszínen folyik át, melynek eredményeképpen a tervezetthez képest 70%-os rákötési aránynál sem tarthatók az emissziós határértékek. Ezzel magyarázható lenne, hogy a nád is nehezen gyökerezi át a talajt. Ennek igazolását vagy cáfolását szándékozom elérni.



A vizsgálat célja annak megállapítása, hogy rendelkezik-e a kámi szennyvíztisztító nádágysainak talaja olyan szemcsemérettel és ebből következően olyan szivárgási tényezővel, mely alkalmassá teszi arra, hogy a gyökértéri tisztításra felhasználják?

11.1.1., A TALAJTANI VIZSGÁLATOK SZÜKSÉGESSÉGE

A nádágyak áramlási viszonyai nem felelnek meg az ideális tisztítási hatásfokhoz szükségesnek. Szemrevételezéssel megállapítható volt, a víz jó része (70%-es terhelés mellett is) a nádágyak felszínén áramlik. A nádágyban végzett fúrások és feltárások azt az eredményt hozták, hogy a 60-80 cm-es talajnak csak a felső mintegy 20 cm-e van átnedvesedve, tehát maximálisan csak ennyi végez tisztítást. A megfelelő átgyökereztetés céljából végzett lecsapolások sem hozták meg a kellő eredményt [11.1][11.2][11.3][11.4][11.5].

Az ágy áramlási viszonyait, a vízmozgás sebességét, a nád növekedési sebességét, végső soron a tartózkodási időt és ezen keresztül tisztítási hatásfokot a talaj anyagi minősége, konkrétan a szivárgási tényezője határozza meg. Ez függ [11.6][11.7][11.8][11.9][11.10][11.11]:

- a pórusok számán és a cementáción keresztül a hidraulikai folytonosságtól és
- a szemcsemérettől.

Minél kisebb szemcsemérettel rendelkezik a talaj, tehát minél kompaktabb, a víz annál nehezebben közlekedik benne. A fentebbiek miatt először is szükséges volt ellenőrizni, hogy szivárgási együtthatójú talaj került-e az ágyakba.

11.1.2., LABORATÓRIUMI VIZSGÁLATOK

A talajminták szivárgási tényezőjének meghatározására a talajtan tudományában alkalmazott laboratóriumi vizsgálatokat végeztem el. Lentebb a szivárgásitényező-vizsgálati módszer elvi, majd gyakorlati háttérét mutatom be.

11.1.3., A MÉRÉS ELVI HÁTTERE

A talaj szivárgási tényezője (k) az adott nyomáson, adott vastagság mellett egységnyi felületen, egységnyi idő alatt tetszőlegesen választott folyadékfront által megtett út hossza. Értelemszerűen, 'k' értéke függeni fog a talajminta vastagságától, a rá gyakorolt nyomástól, valamint a nyomás hatására időegység alatt átáramlott víz mennyiségétől.

Ezért, ha ismert a szivárgási keresztmetszvény felülete, a nyomási keresztmetszvény felülete, a szivárgási út hossza (azaz a talajminta vastagsága), valamint egy bizonyos ismert és secundumban mért időtartam kezdetén (t_1) és végén (t_2) fennálló nyomás (rendre p_1 és p_2), akkor a talaj vízvezetőképessége egyértelműen meghatározható lesz mm/s formájában a lentebbi összefüggés segítségével [11.12][11.13][11.14] :

(N.,)

$$k = 2,3 \cdot f/A \cdot l/(t_2-t_1) \log (p_1/p_2), \text{ ahol}$$

- 'A' a szivárgási keresztmetszvény felülete (állandó) [mm^2],
- 'f' a nyomási keresztmetszvény felülete (állandó) [mm^2],
- 'l' a talajminta vastagsága (állandó) [mm].

A nyomásértékek tetszőleges egységben kifejezhetők. A víz sűrűségét ismerve a vízoszlop mindenkori nyomása a vízoszlop magasságából (rendre h_1 és h_2) is kifejezhető a

(O.,)

$$p = \rho gh, \text{ ahol}$$

- ρ a víz sűrűsége [kg/m^3]
- g a nehézségi gyorsulás értéke [m/s^2]
- h a vízoszlop magassága [m].

Ekkor a nyomást P_a -ban kapjuk. Ha az (O.) egyenletet az (N.) egyenletbe helyettesítjük, a lentebbi összefüggés adódik:

$$k = 2,3 \frac{f}{A} \frac{1}{l(t_2 - t_1)} \log(h_1/h_2) \quad (P.)$$

Az általam alkalmazott kísérleti elrendezésben 'f' és 'A' azonos volt, tehát a felhas ált kifejezés a következőre egyszerűsödött:

$$k = 2,3 \frac{1}{l(t_2 - t_1)} \log(h_1/h_2) \quad (Q.)$$

Ennek értelmében elég a szivárgásnál alkalmazott vízoszlop magasságának időben való változását észlelni, a konstansok ismeretében ennek segítségével már számítható a szivárgási tényező.

11.1.4., A VIZSGÁLAT MENETE

A vizsgálat elvégzéséhez kb. 2-4 cm-nyi, szemrevételezéssel agyagnak látszó talajt egy 5 mm átmérőjű, 1 méter hosszúságú polietiléncsőbe töltöttem⁽⁴⁶⁾ úgy, hogy a talaj majdani felső, vízoszlop felőli részét laza vattadugóval zártam el a talaj apró szemcséinek felkavarodását megelőzendő. A talajt alulról is vattadugóval zártam le, úgy, hogy a vatta túllógjon a cső száján. Ez azért volt szükséges, hogy elkerüljem a talaj szemcséinek kimosódását. Igen fontos, hogy mindkét dugó laza, de vízáteresztő és stabil legyen, ugyanis az áramlás sebességét a legkisebb vízáteresztő képességű komponens határozza meg, és ennek pedig értelemszerűen a talajnak kell lennie. A falhatás teljes elkerülése végett a cső falát a talajbetöltés mellett paraffinnal kentem be. Szükségszerűen ügyelem, hogy a betöltött talajminta felülete egyenletes legyen, valamint a minta belsejében szakadás ne jelentkezzen.

⁴⁶ A betöltésnél feltétlenül szükséges ügyelni a minta bolygatatlanságára, bár elvileg ebben az esetben nem volt szükséges ügyelni a tömörödéssel, ugyanis az agyag gyakorlatilag összenyomhatatlan.

A talaj alsó része és a cső alja között távolság kb. 5-7 cm volt. A csövet ezután kémcsőfogóba fogva vasállványhoz rögzítettem, és óvatosan feltöltöttem vízzel. A mérést nem lehetett azonnal megkezdeni, mivel a tranziens áramlás kialakulásához szükséges volt, hogy mind a talaj, mind a vatták vízzel telítettek legyenek. Ez megtörténik, mielőtt a cső alján víz csepeg ki. Mivel az első, tájékoztató mérések során kiderült, hogy igen hosszú idejű egy-egy vizsgálat, valószínűleg zavaró hatásként jelentkezhet a víz párolgása. Ennek pontos ismerete végett egy ugyanolyan, alul ledugózott, és vízzel feltöltött csődarabot helyeztem el a szivárgási együtthatót vizsgáló rendszer mellett, így mérve a párolgás mértékét.

A szivárgási tényező mérésénél jegyzőkönyvezni kellett

- a talaj vastagságát,
- a mérés során eltelt időt, és
- a talaj felső felületének távolságát a vízszinttől a mérés kezdetén és végén..

A fentebb jegyzőkönyvezett adatokból már egyértelműen számítható volt a talaj szivárgási tényezője.

11.1.5., AZ ÉSZLELT EREDMÉNYEK

A szivárgási tényező mérés vizsgálatára öt mérést végeztem. A jegyzőkönyvezett adatokat és tapasztalt eredményeket lentebb mutatom be táblázatos formában.

MÉRÉS SZÁMA	MÉRÉSI IDŐ	TALAJMINTA VASTAGSÁGA	VÍZOSZLOP KEZDETI MAGASSÁGA	VÍZOSZLOP VÉGSŐ MAGASSÁGA	SZIVÁRGÁSI TÉNYEZŐ
	<i>s</i>	<i>mm</i>	<i>mm</i>	<i>mm</i>	<i>mm/s</i>
1.,	525600	20	795	775	$9,68 \cdot 10^{-7}$
2.,	97200	10	795	786	$1,17 \cdot 10^{-6}$
3.,	604800	32	795	783	$8,04 \cdot 10^{-7}$
4.,	144000	60	795	793,5	$6,81 \cdot 10^{-7}$
5.,	604800	27,5	795	781	$8,07 \cdot 10^{-7}$
ÁTLAG					$8,86 \cdot 10^{-7}$

11.2., A FOSZFÁTMENTESÍTÉS

A talajtani vizsgálatokon túl tanulmányoztam, hogyan lehetne az elfolyóval távozó foszfáttartalmat csökkenteni. A lentebbi részben a természetközeli tisztítási módok során alkalmazott vagy megfelelőnek látszó foszfátmentesítési módokat ismertetem, majd tárgyalni fogom a foszfátmentesítés kísérletes tanulmányozására tett laboratóriumi vizsgálataimat. Az eredmények függvényében diszkutálni fogom az általam javasolt foszfátmentesítési módszer hatékonyságát, a befogadóra gyakorolt terhelését és alkalmazhatóságát Kám település tisztítójában.

Geológiai ismereteimmel a bauxitot mint természetes anyagot véltem alkalmasnak az elfolyó foszfátkoncentrációjának csökkentésére.



A vizsgálat célja annak megállapítása, hogy laboratóriumi körülmények között lehetséges-e a foszfátkoncentráció csökkentése bauxit segítségével anélkül, hogy az elfolyó víz visszaszennyeződne az eljárástól? Amennyiben alkalmas, miben áll a bauxit foszfátelimináló képessége?

11.2., A FOSZFÁTMENTESÍTÉS SZÜKSÉGESSÉGE

A kommunális szennyvíz a szerves anyagok bomlása, valamint a benne jelenlévő egyéb szennyezők (például foszfáttartalmú tisztítószerek) hatására magas foszfátkoncentrációval rendelkezik, mely a gyökértéri tisztítás során is csak 30, maximum 50%-kal csökken. A magyarországi gyökértéri tisztítók az átlagosnál gyengébb foszfátelimináló képességgel rendelkeznek, ez átlagosan 26 % TP-ra, és 18,4 % PO₄-P-ra. Az élővízi befogadóba kerülő nutriensek eutrofizációt váltanak ki. A

nutriensek két fő komponense a nitrogén⁽⁴⁷⁾ és a foszfor, melyek közül a foszfor a limitáló komponens [11.15][11.16][11.17][11.18][11.19][11.20][11.21].

A kámi szennyvíztisztító igen magas elfolyó foszfátértékeket produkál, emiatt mindenképpen szükséges volt lépéseket tenni a tisztított szennyvíz foszfáttartalmának csökkentésére⁽⁴⁸⁾.

11.2.1., A TERMÉSZETKÖZELI ELJÁRÁSOKBAN ALKALMAZHATÓ FOSZFÁTMENTESÍTÉSI MÓDOK IRODALMI ÁTTEKINTÉSE ÉS ÉRTÉKELÉSE

A legtöbb szennyvíz esetében az oldhatatlan foszfor kb. 10%-a távolítható el az előülepítővel. A hagyományos biológiai rendszerekkel a sejtekbe beépült foszfor révén csak kis mennyiségű foszfor távozik. A foszfor kivonása kémiai, biológiai és fizikai módszerekkel lehetséges. A nem-természetközeli tisztítási módoknál az kalcium-, alumínium- és vassók felhasználásával végzett kémiai kicsapatasos módszer az egyik legelterjedtebb eljárás. A leghatásosabb foszforeltávolítást

⁴⁷ Általásosságban a nitrogénformák.

⁴⁸ A helyi határérték 2 mg foszfor/l .

az alumíniumsók utóülepítő utáni (ahol a szerves és polifoszfór-már-ortofoszfát formájában van jelen) adagolása biztosítja. A módszer előnye, hogy megfelelő üzemeltetés esetén gyakorlatilag folyamatosan 1 mg/l érték alatt tartható a foszfátkoncentráció [11.16][11.17][11.18][11.22][11.23].

A természetközeli tisztítási módoknál nem alkalmazható a sensu stricto vett kémiai szennyvíztisztítási fokozat, hiszen a technológia egyik sarokpontja, hogy a szennyvíz tisztulását természetes úton, természetes anyagok és eljárások segítségével, vegyszerek adagolása nélkül oldja meg. A lentebbi irodalmi áttekintésben olyan foszfátmentesítésre alkalmas módokat ismertettek és értékeltek, melyek a természetközeli telepek foszfátmentesítését segíthetnek megoldani. Válogatási szempontok voltak a lentebbiek:

- a technológia ne emittáljon semmilyen olyan kémiai komponens, mely a már megtisztított szennyvizet vagy a befogadót elszennyezheti, függetlenül attól, hogy van-e rá érvényes határérték;
- ne igényeljen külső energiaforrást,
- ne igényeljen szakképzett munkaerőt, és
- a foszfátmentesítőt minél kevesebbszer kelljen regenerálni/cserélni/karbantartani.

1., A foszfát eltávolítható biológiai módszerekkel, ilyen rendszer üzemel például Békés városában. Az eljárás során többfajta biológiai eleveniszapos reaktort alkalmaznak: anaerob, anoxikus, aerob és oxikus tereket⁽⁴⁹⁾. A technológia igen tömören összefoglalt lényege, hogy az anaerob térben az oldott oxigéntartalomnak gyakorlatilag nullának kell lennie. Másik fontos paraméter, hogy az anaerob medencében ne legyen nitrát, mert az a biológiai foszforeltávolítást gátolja. Ezzel a recirkuláltatott biomassza sejtömege kedvezőtlen életben maradási körülmények közé kerül, így egyetlen lehetőség nyílik: a sejtekben az aerob medencében akkumulált ortofoszfátból képződött polifoszfátban lévő energiatartalék felszabadítása. A technológia

⁴⁹ Általában ebben a sorrendben vannak a reaktorok sorosan kapcsolva.

kétségtelen előnye, hogy vegyszermentes, ám a kámi tisztítóban - márcsak a recirkuláció és a számos reaktortér miatt is - kivitelezhetetlen [11.24].

A továbbiakban tárgyalt metodikák jó része kémiai módszer – jó pár eljárás ásványfázisok kialakításával szándékozik a foszfátot eltávolítani.

2., Érdekes foszfátmentesítési eljárást közöl UGURLU és SALMAN (1998). A két kutató széntüzelésű erőművek pernyéjével kísérletezett. A pernye nagy mennyiségben tartalmaz vas-, mangán-, alkáliföld- és alkálifém-oxidokat. A foszfátmentesítést a hőmérséklet, a fajlagos adszorbensmennyiség és a hőmérséklet függvényében vizsgálták. Azt találták, hogy a pernye kiválóan alkalmas foszfátmentesítésre - 70%-nál kisebb hatásfokot nem észleltek, az átlagos hatásfokok 97-99.9% között mozogtak.

A tisztítási módszernél problémát jelenthet a barnaszén urántartalma. Az urán uranilion formájában vízdoldható és igen mobilis. Amint egy betemetődött, mocsári környezetből származó, nagy szervesanyag-tartalmú üledéken urántartalmú oldat szivárog át, szerves uranilkomplexek keletkeznek, és az urán kicsapódik⁽⁵⁰⁾. Emiatt a kőszének mindegyike rendelkezik valamennyi urántartalommal. Megjegyzendő, hogy a hivatkozott cikk az urántartalmat nem vizsgálta.

3., Szintén hasonlóan érdekesítő cikket közöl BATTISTONI ET AL. (2000). A kutatók a szennyvízben lévő foszfátot struvit⁽⁵¹⁾ (NH_4MgPO_4) formájában távolították el. A struvit formájában történő foszfátmentesítés előzménye KANEKO ÉS NAKAJIMA (1988), JOKO (1984), EGGERS ET AL. (1991) és VAN DIJK ÉS BRAAKENSIEK (1985) munkássága [11.27][11.28][11.29][11.30]. Ezen kutatók szintén foszfátásványként, hidroxilapatitként ($\text{Ca}_5[\text{PO}_4]_3[\text{OH}]$) távolították el foszfátot szennyvízből. A fentebbi módszerek 40-80%-nyi foszfáteltávolításra voltak képesek, ám a fentebbi eljárások a telepen számos ok miatt alkalmatlanok, ezekből a legfontosabbakat lentebb sorolom fel [11.26]:

⁵⁰ Ezzel magyarázható, hogy Magyarország egyetlen műveáló - napjainkban nem üzemelő - uránérctelepén, Kővágószőlősen az uránindikációk mindig a Kővágószőlői Homokkő Formációban fellelhető fatörzsmaradványokhoz kapcsolódtak.

⁵¹ Ugyanezen vegyület alkotja a vesekövet is.

- az eljárások csak laborméretben kivitelezhetők,
- a fentebbi tisztítási hatásfokokat csak több tíz óra után produkálták,
- igen tömény (több száz mg/l koncentrációjú) oldatból indultak ki, és
- magas pH-n (pH=9-10) történt a foszfátmentesítés.

4., Szintén ásványi fázisokat hív segítségül a foszformentesítéshez BROOKS ET AL (1999). A kutatók a foszfátot wollastonit (CaSiO_3) segítségével távolították el, 80-96%-os eredményt elérve. A kísérletek során 15-180 órás tartózkodási idők mellett vizsgálták a foszfáttartalom-változásokat. Negyven óra tartózkodás után a foszfátkoncentráció átlagosan 0,28 mg/l-re csökkent [11.31].

A módszer igen egyszerűnek tűnik, meg is felel az elvárások többségének, azonban fontos említeni, hogy

- wollastonit nemigen áll rendelkezésre megfelelő mennyiségben egy teljes szennyvíztisztító foszfátmentesítéséhez,
- igen nagy a tartózkodási idő, és
- esetleges kialakítása csak szakaszos rendszerben tehető meg, melynek automatizálhatósága kérdéses.

5., Ásványfázis formájában történő foszfátmentesítést közöl RÉTI. A kutató munkássága a következő elgondoláson alapszik: a legtöbb szennyvíz a foszfát mellett kalciumot is tartalmaz, és általában kalcium-foszfátra túltelített. Ha sikerülne a termodinamikailag legstabilabb kalcium-foszfát-ásványt, a hidroxilapatitot ($\text{Ca}_5[\text{PO}_4]_3[\text{OH}]$) létrehozni, a szennyvíz egyensúlyi foszfátkoncentrációja 0,002 mg/l foszfátnak adódna [11.32].

A hidroxilapatit-oltókristállyal végzett kristályosítás a szennyvíz karbonáttartalma miatt sikertelen volt. Amikor a karbonát eltávolítására tettek kísérletet - szintén oltókristály segítségével -, minimális kalcitkiválás, ám fokozott hidroxilapatit-kiválás volt észlelhető. Ezzel a módszerrel a foszfát mintegy 77%-a eliminálódott amorf formában a szennyvízből, s így a foszfáttartalom pár

perc alatt⁽⁵²⁾ a negyedére csökkent. Az egyensúly két óra alatt beállni látszott, az egyensúlyi koncentráció a kiindulásinak mintegy tizede [11.32].

A fentebbi módszer mindenképpen javasolható a kámi tisztító foszfáttartalmának csökkentésére, érdemes lenne vizsgálni a módszer alkalmazhatóságát.

6., A foszfor pontosan meg nem nevezett vas(II)-sók segítségével történő eltávolítását említi MAYER ET AL. (2000). Oldott szilícium jelenlétében a vas Fe(III)-má oxidálódott, és - szintén nem részletezett - vas(III)-foszfát képződött⁽⁵³⁾. A foszfát megkötődése bekövetkezett a szilícium jelenléte nélkül is. A kísérletek időtartama többszáz óra volt [11.33].

Az eltávolítás vas(II) jelenlétében igen gyors volt: mintegy 25 óra alatt be is állt az egyensúlyi koncentráció, mely a kiindulási koncentráció kb. egytizede volt. Oldott szilícium jelenlétében az eltávolítás még hatásosabbnak bizonyult.

Az eljárás laborméretben kétségtől alkalmazható, ám hosszú reakcióidőt (párszor tíz óra), szakaszos eljárást és vas(II)-sót igényel. A technológia már csak ez utóbbi miatt sem javasolt a kámi tisztítóban.

7., Módosított zeolitokat többen is alkalmaztak – ZHAOHUI ET AL. (2000.) - szennyvíztisztításra [11.34]. A zeolit szorpciós szempontból ideálisan viselkedett: kalitkaszerkezete révén alkalmas volt karcinogén szerves vegyületek - benzol, fenol, anilin - eltávolítására, valamint foszfát megkötésére is. Foszfátmentesítési hatásfoka elérte a 90%-ot. Káros anyagot nem bocsát ki, Magyarországon könnyen hozzáférhető [11.35][11.36][11.37].

Feltétlenül szükséges lenne tanulmányozni, hogy a kámi szennyvíztisztítóban megoldható-e a zeolitokkal történő foszfátmentesítés.

⁵² 9-es pH mellett.

11.2.2., LABORATÓRIUMI VIZSGÁLATOK

A kámi szennyvíztisztító foszfátmentesítését bauxittal szándékoztam megoldani. A továbbiakban ismertetem, mire alapozom elképzelésemet, részletes ásványtani leírást adok az alkalmazandó bauxitról. Részletezem az általam elvégzett kísérletek gyakorlati kivitelezését, majd ismertetem a kapott eredményeket. Az eredmények értékelése után megállapítom, hogy a bauxit alkalmazható-e foszfátmentesítésre a kámi tisztítótelepen, avagy sem.

11.2.3., A VIZSGÁLATOK ELVI HÁTTERE

Vizsgálataim célja az volt, hogy a szennyvizet olyan természetes anyaggal tisztítsam, mely képes a foszfátot eliminálni anélkül, hogy a már megtisztított szennyvizet visszaszennyezné. Erre a célra elsősorban valamilyen nagy vastartalmú, lehetőleg amorf, kolloidális vasásványokat tartalmazó anyagot (elsősorban közetet) kerestem, mely nagy mennyiségben, olcsón áll rendelkezésre. Törekedtem a vastartalmú anyag felhasználására, mivel

- a vasvegyületek a nem-természetközeli tisztítási módoknál foszfátmentesítésre alkalmasnak és igen hatásosnak bizonyultak,
- a kation és annak komplexei nem toxikusak, jelentős környezeti terhelést nem okoznak⁽⁵⁴⁾,
- a vasfoszfátok oldhatósága alacsony⁽⁵⁵⁾.

Kezdetben több anyag is szóba került:

- limonitbevonatú neogén folyóvízi kavicsok [11.37][11.38],

⁵³ Fontos említeni, hogy a vas(III)-vegyületek sokkal kevésbé oldhatók, mint a vas(II)-éi.

⁵⁴ Határérték csak a vizek kellemetlen íze esztétikai okok miatt exisztál.

⁵⁵ FePO_4 : $1,72 \cdot 10^{-9} \text{ g/dm}^3$

- parti szűrésű kutak környékén lévő kavicsokban keletkezett vasas kiválások [11.39],
- vashulladék,
- m g s v st rt lmú B l tonfelvidéki Homokkő Formáció⁽⁵⁶⁾ anyaga [11.37][11.41],
valamint
- a bauxit [11.40].

Mivel a cél a természetes anyag volt, emiatt a vashulladékkal történő tisztítási módszert azonnal elvettem (nem is számolva a származó vasterheléssel, és az esetlegesen eltávozni képes ötvözőanyagokkal). A neogén folyóvízi ártereken lerakott kvarcitkavicsok alkalmasnak tűntek, ám szemrevételezéssel megállapítható volt, hogy bár vastartalmú bevonattal rendelkezik, annak mennyisége igen csekély.

A folyóvízi fáciesű Balatonfelvidéki Homokkő Formáció jelentő mennyiségű cementáló vasat tartalmaz, és a közelben rendelkezésre is áll. Mégis elvettem mint a tisztítási módszer alapanyagát, mivel a kvarckavicsok erősen cementáltak; a kőzetnek nagy a porozitása, ám ez zárt porozitásként van jelen, tehát a kőzet anyaga hidrológiailag nem folytonos [11.41].

A parti szűrésű kutak környékén fellelhető vasas kiválások is alkalmasnak tűnek, mivel itt elsősorban kolloidális, amorf vasásványok keletkeznek [11.39][11.40]. Gondot jelenthet, hogy kis mennyiségben és nehezen szerezhető be, másrészt környéken nem fellelhető.

A kámi szennyvíztisztító telepen a foszfátmentesítést olyan módon, olyan természetes anyag segítségével szándékoztam megoldani, mely olcsó, nagy mennyiségben áll rendelkezésre a környéken és a befogadó élővizet nem károsítja, tehát a tisztítási mód összeegyeztethető a természetközelség elvével. Ezért esett a választásom a nagy vastartalmú, rossz minőségű bauxitra, melyet a Dunántúli-középhegységben számtalan helyen⁽⁵⁷⁾ bányásznak. A bauxit trópusi, humid területek nemkarbonátos kőzeteinek laterites mállásával keletkezett, alumínium-oxidokat, alumínium-hidroxidokat, agyag- és vasásványokat, valamint a mállásnak legjobban ellenálló un.

⁵⁶ Régebbi nevén Permi Vöröshomokkő Formáció.

⁵⁷ Néhány kiragadott példa: Iharkút, Halimba, Alsóperepuszta, Gánt, Csákberény, Óbarok, Bakonyoszlop, stb

ZTR-ásványegyüttest⁽⁵⁸⁾ tartalmazó málladék [11.42][11.43][11.44]. A vas- és alumíniumásványok egy része kolloidális állapotú [11.45].

A fentiek közül tehát a bauxit rendelkezett a legkecsegtetőbb paraméterekkel: magas a vastartalma⁽⁵⁹⁾, tartalmaz amorf, kolloidális vasásványokat, igen nagy a porozitása, mely nyílt porozitás, valamint nagy mennyiségben áll rendelkezésre. A másik biztató szempont, hogy a bauxitban számos - döntően szekunder és terciér módon képződött - foszfátásvány ismert. Ezeket a lentebbi összefoglalás szemlélteti [11.40][11.44][11.46][11.47]:

- apatit ($\text{Ca}_5[\text{PO}_4]_3[\text{F}, \text{Cl}, \text{OH}]$),
- karbonápatatit (francolit, $\text{Ca}_{10}[\text{PO}_4]_6[\text{CO}_3]$),
- evansit ($\text{Al}_3\text{PO}_4[\text{OH}]_6 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$),
- fermorit ($[\text{Ca}, \text{Sr}]_5[\text{AsO}_4, \text{PO}_4]_3[\text{OH}, \text{H}]$),
- augélit ($\text{Al}_2\text{PO}_4[\text{OH}_3]$),
- monacit ($[\text{La}, \text{Ce}, \text{Nd}]\text{PO}_4$),
- xenotim (YPO_4), és
- crandallit ($\text{CaAl}_3[\text{PO}_4]_2[\text{OH}]_5 \cdot \text{H}_2\text{O}$).

11.2.4., A VIZSGÁLAT MENETE

Laboratóriumi vizsgálatot végeztem annak céljából, hogy tanulmányozzam a bauxitnak a tisztítandó víznek elsősorban foszfátkoncentrációjára, másodsorban a vas-, mangán- és alumíniumtartalmára, pH-jára, vezetőképességére, lebegőanyagtartalmára és zavarosságára gyakorolt hatását. A laboratóriumi vizsgálatok során egy dinamikus és egy sztatikus rendszert vizsgáltam. Ez előbbi gyakorlatilag egy folyamatos ioncserélő, utóbbi pedig szakaszos ioncserélőként értelmezhető.

⁵⁸ Cirkon (ZrSiO_4), turmalin $\text{Na}(\text{Mg}, \text{Fe}, \text{Mn}, \text{Li}, \text{Al})_3\text{Al}_6(\text{OH})_4(\text{BO}_3)_3\text{Si}_6\text{O}_{18}$, és rutil (TiO_2)

⁵⁹Ebben az esetben két igény talált egymásra: a magas vastartalmú bauxittal a bánya nem tud mit kezdeni, timföldgyártásra alkalmatlan, emiatt meddőként félreteszik. A foszfátmentesítéshez viszont megfelelőnek tűnt.

Egy, a foszfáteliminációt modellező kísérlet során mérni kell a

- bauxittal érintkező víz foszfáttartalmának változását az idővel: ezáltal követhető, hogy történik-e foszfátelimináció, ha igen, akkor milyen mértékben - a mérések megmutatják a folyamatos ioncsere áttörési pontját, valamint a szakaszos ioncsere esetén a beálló egyensúlyi koncentrációt,
- a vezetőképesség változását (mely hozzávetőlegesen tájékoztat a bauxitból beoldódó ionok mennyiségéről) [11.48][11.49],
- a pH-változást (melynek segítségével követhető, hogy az esetleges vezetőképesség-változást nem a H^+ és OH^- -ionok koncentrációjának változása okozza-e) [11.48][11.49][11.50],
- a zavarosság változását,
- az eltávozó oldat vas-, alumínium- és mangántartalmát (tájékoztat arról, hogy nem szennyezi-e vissza a foszfátmentesítés a tisztított szennyvizet),
- a kiindulási és a felhasznált bauxit pontos ásványi összetételének ismerete (ebből ugyanis megtudható, hogy ha valamelyik vas-, alumínium- vagy mangánásvány működik közre a foszfát eliminációjában, akkor az pontosan melyik).

A titán és a cirkónium koncentrációját mérni felesleges, mivel ezek az ásványok - különösen ennyi idő alatt - gyakorlatilag oldhatatlanok [11.43].

A vizsgálatoknál szimuláltam a telepen esetleg megvalósítható rendszert. A dinamikus vizsgálatnál hat bauxittöltetű, sorba kapcsolt, folyamatos üzemű, átfolyó rendszerű tisztítókazettát alkalmaztam.

A kazetták kialakításánál az egyetlen méretezési szempont az volt, hogy a tisztítandó vízben kiválasztott mindenkori folyadékfront mennyi idő alatt haladhat át a telepen majdan létesítendő tisztítóágyon, illetve a laboratóriumban a kazettákon. A vízhozam-, hossz- és keresztmetszetadatok ismeretében elvi felső korlátnak egy óra adódott a lentebbi módon.

A kísérleti elrendezés elvi háttere abban állt, hogy a foszfátmentesítő töltet elhelyezésére a levegőztető árok egy 5 méter hosszúságú szakaszát javasolom, a pereméig bauxittal töltve, a kifolyónál pedig bukóval és merülőfallyal elgátolva. Ekkor a következő módon kapható egy tetszőleges folyadékfront tartózkodási ideje, órában kifejezve:

(R.,)

$$t = 60 Q / 1000 l A, \text{ ahol}$$

- ‘Q’ a nyolc nádág összes vízhozama [l/min] (23 l/min-cel számoltam);
- ‘l’ a foszfátmentesítő folyás menti hossza [m] (5 m-rel számoltam);
- ‘A’ a foszfátmentesítő árok keresztmetszete [m²] (0,28 m²-nek adódott a műszaki rajz szerint).

Ennek értelmében egy tetszőlegesen választott folyadékfront 1 óra alatt halad át a tisztítóágyon, másképpen szólva az átlagos tartózkodási idő 1 óra.

A hat tisztítókazetta egyenként elvileg 3000 cm³-es térfogattal rendelkezik, ám ennek jó részét a bauxit - mint holtterfogat töltötte ki. A vonatkozó adatokat a lentebbi táblázatban mutatom be.

KAZETTA SZÁMA	TELJES TÉRFOGAT (cm ³)	FOLYADÉKTÉRFOGAT		HOLTTERFOGAT (cm ³)
		PÓRUSBAN (cm ³)	PÓRUSON KÍVÜL (cm ³)	
1	3000	87	1444	1556
2	3000	149	1367	1633
3	3000	111	1473	1527
4	3000	169	1370	1630
5	3000	139	1297	1703
6	3000	105	1369	1631
ÖSSZESEN:	18000	760	8320	9680

A dinamikus foszfátmentesítő rendszer jellemzői.

Mivel a bauxit - szemcseméret, cementáltság, szemcseeloszlás, stb függvényében - porozitással rendelkezik [11.38][11.40][11.42], ezt is figyelembe kellett vennem.

A megközelítőleg 6 mg/l-es koncentrációjú foszfátoldat⁽⁶⁰⁾ gravitációsan, állandó, 0,21 l/min-os vízhozammal áramlott rá az első kazettára, majd amikor a kazetta megtelt - és a bauxit pórusai is telítődtek vízzel -, továbbfolyt onnan a második tisztítókazettára, stb. A víz bevezetése - a felszíni gyors, tisztítatlanul történő elfolyás megelőzése végett - a kazetták aljára történt. A vízhozamot az időben állandó folyadéknomás biztosította a közlekedőedények törvényei szerint. Mivel a csőátmérő adott volt, emiatt a víznyomás segítségével lehetett beállítani a vízhozamot, ami nem sikerült pontosan, ugyanis a tisztítandó oldat a várt 60 perc helyett 46 perc 30 másodperc alatt áramlott át a tisztítórendszeren. Mintát vettem a kiindulási oldatból, majd akkor, amikor a tisztító elfolyócsövén megjelent az első csepp, majd ehhez képest

- 2 perc (az induláshoz képest 48 perc 30 másodperc),
- 5 perc,
- 10 perc,
- 20 perc,
- 40 perc és
- 60 perc múlva.

Szükséges lett volna ennél jóval hosszabb üzemidő, ám a rendszer állandó manuális folyadékbetáplálást igényel, nem volt automatizálható, emiatt a vizsgálat időtartama 60 percre szorítkozott.

A másik tisztítási mód, melyet laboratóriumban vizsgáltam, egy statikus rendszert feltételez - ez szakaszos üzemű, és lehetőség van a bauxit és a tisztított víz közötti egyensúly beállítására. Ennek érdekében bauxitot helyeztem el egy tisztítókazettában, melyre kb. 6 mg/l koncentrációjú foszfáttartalmú⁽⁶⁰⁾ oldatot öntöttem. Miután a rendszer innentől semmilyen egyéb beavatkozást nem igényelt, mintegy 24 órán keresztül üzemeltettem. Mintát a kiindulási oldatból vettem, majd

- 2 perc,
- 5 perc,

⁶⁰ KH₂PO₄-tal dolgoztam.

- 10 perc,
- 20 perc,
- 40 perc,
- 60 perc,
- 120 perc és
- 1440 perc után.

A fentebbi időpontokhoz tartozó mintákat a bevezetésben felsorolt méréseknek vetettem alá.

A statikus és dinamikus rendszer vizsgálatánál az idő függvényében mértem a

- a pH-t (üvegelektrodos Radelkis típusú pH-mérővel)
[11.49][11.50][11.51][11.52][11.53]
- a vezetőképességet (OK-104 konduktométerrel) [11.49][11.50][11.51][11.52][11.53]
- a zavarosságot (DREL/4 Hach fotométerrel) [11.48][11.52][11.53],
- az oldott össz-Fe-, össz-Al- és össz-Mn-koncentrációt (ICP-MS-sel) [11.53][11.54],
- a foszfáttartalmat (DREL/4 Hach fotométerrel) [11.53][11.54][11.55],
- a lebegőanyagtartalmat [11.53][11.54][11.55],
- az ásványfázisokat pedig röntgenpordiffraktometriával vizsgáltam
[11.56][11.57][11.58].

Szükséges a fentebb részletezett vizsgálatok közül az utóbbi öt elvi háttérének igen rövid ismertetése. A zavarosság-mérés alapja abban áll, hogy a vízmintában lebegő részecskék a fényt szórják és elnyelik, ezzel csökkentve a mintán áthaladó fény intenzitását. A zavarosság a részecskék oldatbeli koncentrációja mellett függ ezek méretéről és alakjától, valamint anyagi tulajdonságuktól. A zavarosság-mérés fényadszorpciómérés útján történt, 450 nm-es hullámhosszon. Az általános gyakorlattól eltérően a zavarosság mértékét nem FTU-ban, hanem tetszőleges egységben adtam meg [11.48][11.52].

A foszfátkoncentráció meghatározását a következő módszer szerint végeztem: a foszfátiont ammónium-molibdát és kénsav oldatával reagáltatva nonsztöchiometrikus polisav képződik, mely ón(II)klorid hatására molibdénkékké $[(\text{MoO})_2(\text{MoO}_4)_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}]$ redukálódik. A vegyület színintenzitása a foszfátkoncentráció függvénye és ez spektrofotométerrel 560 nm-es hullámhosszon mérhető [11.50][11.52].

Az oldatban lévő ülepedőfázis- és lebegőanyagtartalom meghatározására saját módszert dolgoztam ki: 30 percen keresztül 50 °C-on hevített⁽⁶¹⁾, ismert tömegű szűrőpapíron átszűrtem a mintát, majd ismét 30 percnyi, 50 °C-on történő szárítás után megmértem a tömegét. A két érték különbsége a visszamérés elvével adta az ülepedőfázis- és lebegőanyagtartalmat⁽⁶²⁾.

A röntgendiffrakciós vizsgálatok alapja a röntgensugár kristályos anyagon bekövetkező szóródása és interferenciája. A röntgensugarak anyagi rendszereken áthaladva elektronokkal ütköznek és részben adszorbeálódnak, részben szóródnak. Ennek értelmében kétfajta szórt sugárzást különböztetünk meg: az egyik a beeső sugárzásnál hosszabb hullámhosszú Compton-sugárzás [11.58][11.59]. A másik fajta a beesővel azonos hullámhosszú, teljesen polarizált és koherens sugárzás - ezt használják a röntgenpordiffraktometriában. Ha a vizsgált mintát monokromatikus, ismert hullámhosszú röntgensugárzással világítjuk meg, a benne lévő kristályos fázisokon szóródó koherens sugárzás interferenciájának eredményeképpen egyes irányokban szóródási maximumok jönnek létre. A pordiffrakciós eljárásnál a mintát egy goniométerkör tengelyében helyezzük el, a detektort és a sugárforrást pedig a goniométerkör kerületén. A diffraktogram elkészítésénél a mintát Θ , a detektort 2Θ szögsebességgel forgatjuk. Az elhajlított sugárzás intenzitását regisztrálva az elfordulási szög függvényében kapjuk a felvételt. A módszer a fotospektroszkópiában általánosan ismert Bragg-egyenlet gyakorlati alkalmazásaként értelmezhető:

(S.,)

$$2 d \sin \theta = m \lambda, \text{ ahol}$$

⁶¹ A papír illótartalma 30 perc után 50 °C-on nem változott tovább, valamint ennyi idő alatt biztosan meg is száradt a szűrlet.

⁶² Természetesen a papír pórusainál kisebb szilárd fázis elfolyt, ám ennek mennyisége zavarosság-méréssel detektálhatatlannak bizonyult.

- ‘d’ a mért fázis rácsállandója [$\text{\AA}^{(63)}$],
- ‘Q’ a minta szögsebessége,
- ‘l’ a monokromatikus röntgensugárzás hullámhossz [$\text{\AA}$],
- ‘m’ egész számú szorzó, l.n.

A röntgendiffrakciós kép kialakulásában a kristályszerkezet és a kémiai összetétel játszik szerepet, így a reflexió helyzete és relatív intenzitása alapján az alkotó ásványfázisokra egyértelműen következtethetünk. A meghatározás céljára kartotékrendszerek készültek, melyek közül leginkább az ASTM-indexek használatosak. A felvétel kiértékelésénél a komponensek vonalait kizárásos úton vizsgáljuk végig - a megtalált komponensre jellemző vonalakat kiejtjük, a maradék vonalakra újabb fázist próbálunk illeszteni. Egy anyag jelenléte elfogadható, ha vonalainak jó részét sikerült detektálni, valamint azok az ASTM-kártyán magadott értékekhez hasonló intenzitással rendelkeznek [11.58][11.59].

11.2.5., AZ ÉSZLELT EREDMÉNYEK

A következő adatokat találtam a statikus rendszer esetében:

STATIKUS RENDSZER

t	Össz-Fe	Össz-Mn	Össz-Al	pH	Zavarosság		Foszfáttartalom		Vezető-képesség	Lebegőanyag-tartalom
min	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$		⁽⁶⁴⁾	% ⁽⁶⁵⁾	mg/l	% ⁽⁶⁵⁾	μS	mg/l
0	38	1,3	141	7,54	0,000	0,0	7,61	100,0	451	0,0
2	247	1,4	151	7,47	0,540	60,0	5,12	67,3	452	383,1
5	254	2,5	161	7,24	0,900	100,0	3,72	48,9	458	666,6
10	281	2,1	171	7,49	0,640	71,1	2,90	38,1	459	359,5
20	294	2,4	177	7,36	0,640	71,1	1,93	25,4	472	338,1

⁶³ Bár az angström mértékegysége az SI magyarországi életbeléptetése, 1979 óta nem használható, a szakterületen gyakorlatilag egyeduralgkodó mind a mai napig például a nanométerrel szemben

⁶⁴ Tetszőleges egységben megadva.

⁶⁵ A mindenkori legnagyobb érték arányában.

40	202	3,2	192	7,49	0,620	68,9	0,95	12,4	523	362,0
60	280	2,7	170	7,48	0,700	77,8	0,74	9,8	509	340,6
120	422	4,4	233	7,25	0,440	48,9	0,36	4,7	539	282,1
1440	462	13,3	292	7,46	0,065	7,2	0,04	0,6	593	250,1

A statikus rendszeren mért paraméterek értékei

A munkám során vizsgált dinamikus rendszeren az alábbi értékeket mértem:

DINAMIKUS RENDSZER										
t	Össz- Fe	Össz- Mn	Össz- Al	pH	Zavarosság		Foszfáttartalom		Vezető- képesség	Lebegőanyag- tartalom
<i>min</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>		⁽⁶⁶⁾	% ⁽⁶⁷⁾	<i>mg/l</i>	% ⁽⁶⁷⁾	<i>µS</i>	<i>mg/l</i>
0	171	3,3	184	7.47	0.005	2.5	4.57	100.0	415	0.0
46	155	3,9	177	7.52	0.200	100.0	1.51	33.0	456	247.9
48	200	4,0	186	7.39	0.150	75.0	1.18	25.8	497	273.3
51	223	4,5	214	7.47	0.125	62.5	1.08	23.7	480	191.2
56	258	4,1	209	7.48	0.115	57.5	1.16	25.4	485	135.0
76	283	6,4	225	7.71	0.085	42.5	1.20	26.3	490	128.6
69	275	6,2	254	7.70	0.050	25.0	1.25	27.3	472	223.9
106	497	10,1	360	7.76	0.045	22.5	1.29	28.3	498	236.1

A dinamikus rendszeren mért paraméterek értékei.

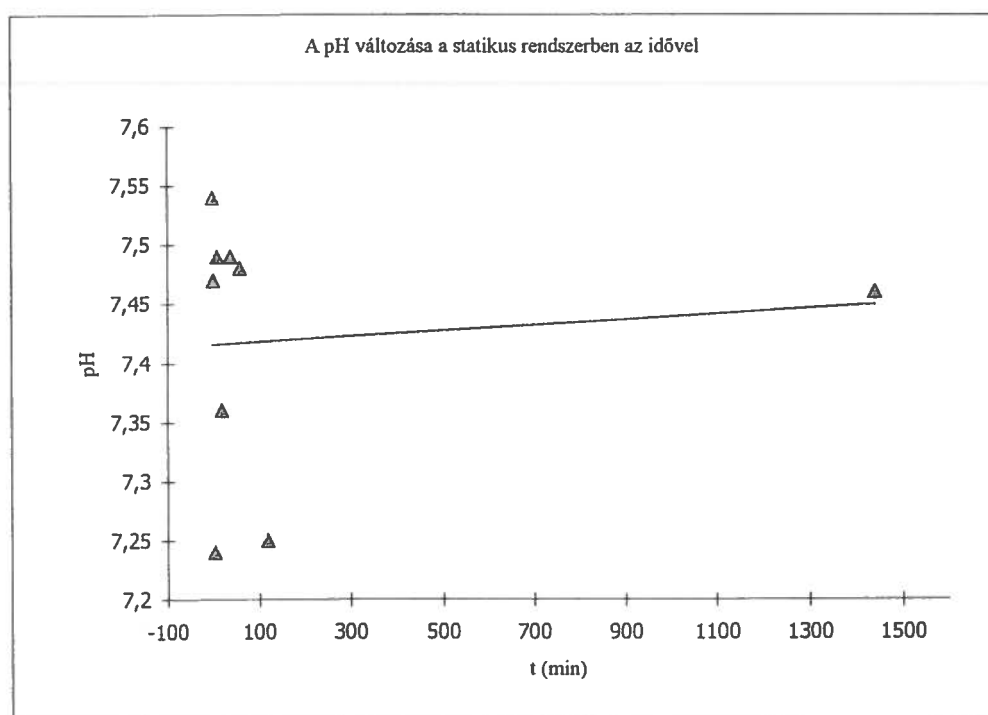
A lentebbi részben a mérési eredmények részletes ismertetését adom meg az értelmezés igénye nélkül. A mérési eredmények magyarázatát dolgozatom következő fejezetében teszem meg. A mérési adatok változását trendekkel fogom szemléltetni. Ezek az illesztett függvények semmilyen mélyebb tartalommal nem bírnak, csupán a változás jellegét (például hatvány, polinom vagy egyenes szerinti) szemléltetik. A teljesség kedvéért feltüntettem ezen trendek szórását (R), szórásnégyzetét (R^2), standard hibáját (SD) és a mért adatokhoz való korrelációját (P) is.

⁶⁶ Tetszőleges egységben megadva.

⁶⁷ A mindenkor legnagyobb érték arányában.

A pH változása a statikus rendszer esetében

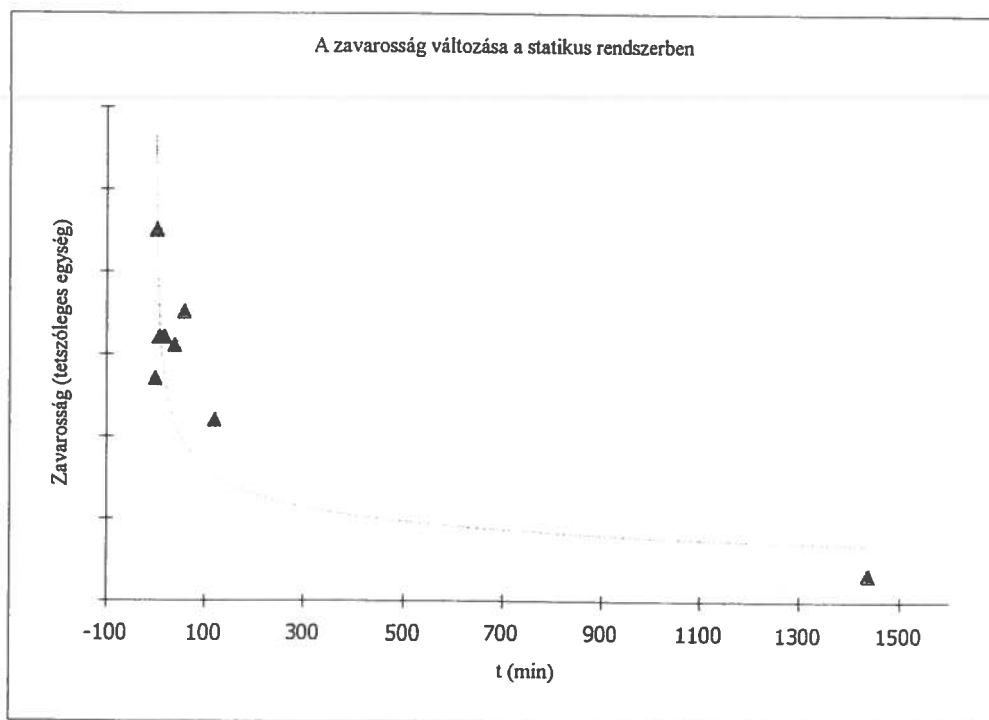
A statikus rendszer pH-jának változása leginkább lineáris trendet követve nő az idő függvényében a lentebbi diagram szerint, bár az adatok még a lineáris trendre is igen nagy hibával⁽⁶⁸⁾ illeszkednek



⁶⁸ Az illesztett függvény, valamint annak statisztikája: $\text{pH} = 2 \cdot 10^{-5} t + 7,4155$; $R = 0,1020$; $R^2 = 0,0104$; $SD = 0,11698$; $N = 9$.

A zavarosság változása a statikus rendszerben

Az idő függvényében észlelt zavarosság-adatokat, valamint ezek változását az idővel a lentebbi diagram mutatja. Megfigyelhető, hogy a kezdetben jelentős zavarosság az idő függvényében alapvetően csökkenő tendenciát⁽⁶⁹⁾ mutat, bár vannak ettől eltérő értékek is.

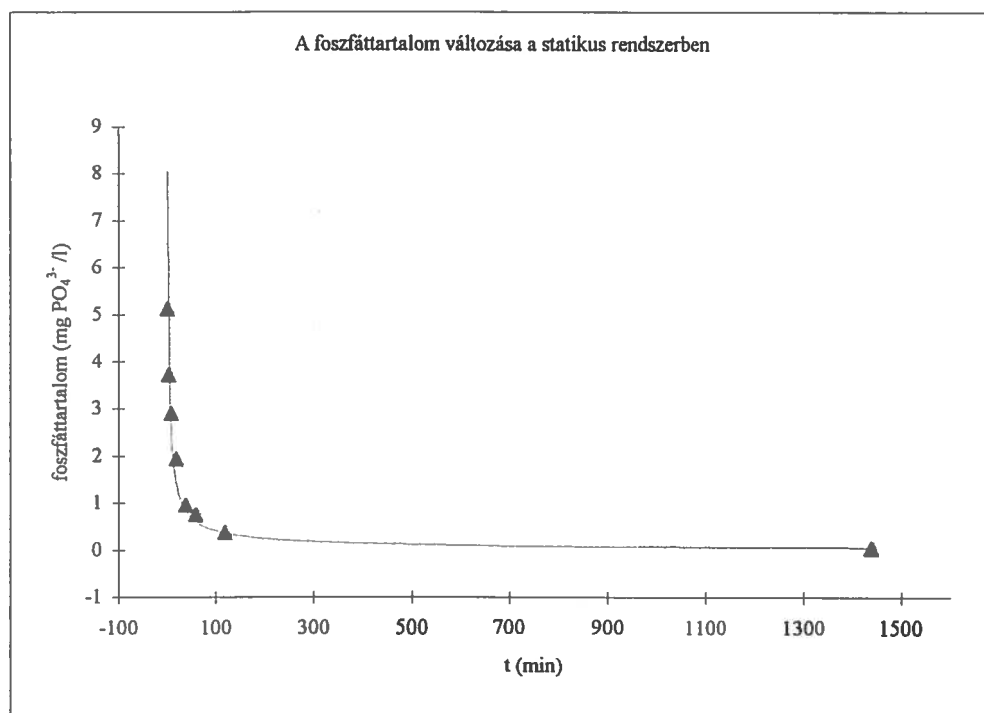


⁶⁹ Az illesztett függvény és annak statisztikája: $Z = 1,514 t^{-0,3199}$; $R = 0,7927$; $R^2 = 0,6284$; $SD = 0,2177$; $P=0,5548$.

A foszfáttartalom változása az idővel a statikus rendszerben

A foszfáttartalom idővel történő változására jellemző, hogy a értékek folyamatosan csökkenő tendenciát mutatnak egy általánosan $[\text{PO}_4^{3-}] = a \cdot t^{-b}$ alak szerint⁽⁷⁰⁾. Úgy tűnik, hogy 24 óra alatt beállt az egyensúly. A mérési adatokat és a csökkenés trendjét jellemző függvényt lentebb mutatom be.

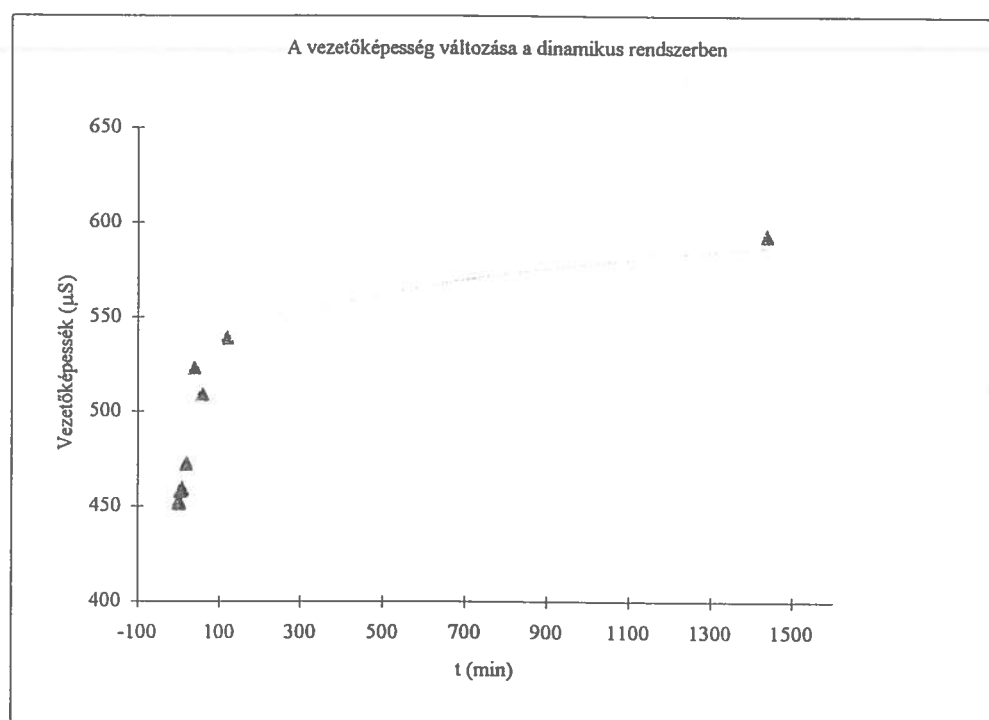
A foszfáttartalom csökkenése azt jelenti, hogy a foszfátot a szilárd fázis eliminálta az oldatból. Hogy ez az elimináció pontosan milyen módon történt, szükséges az elfolyó oldat oldott fémtartalmának, a vezetőképesség változásának, és nem utolsóként a röntgenpordiffraktometriai mérések eredményeire.



⁷⁰ Az illesztett függvény és annak statisztikája: $[\text{PO}_4^{3-}] = 13,67 \cdot t^{-0,7596}$; $R = 0,9853$; $R^2 = 0,9708$; $SD = 0,5995$; $P = 0,9513$.

A vezetőképesség változása a statikus rendszerben

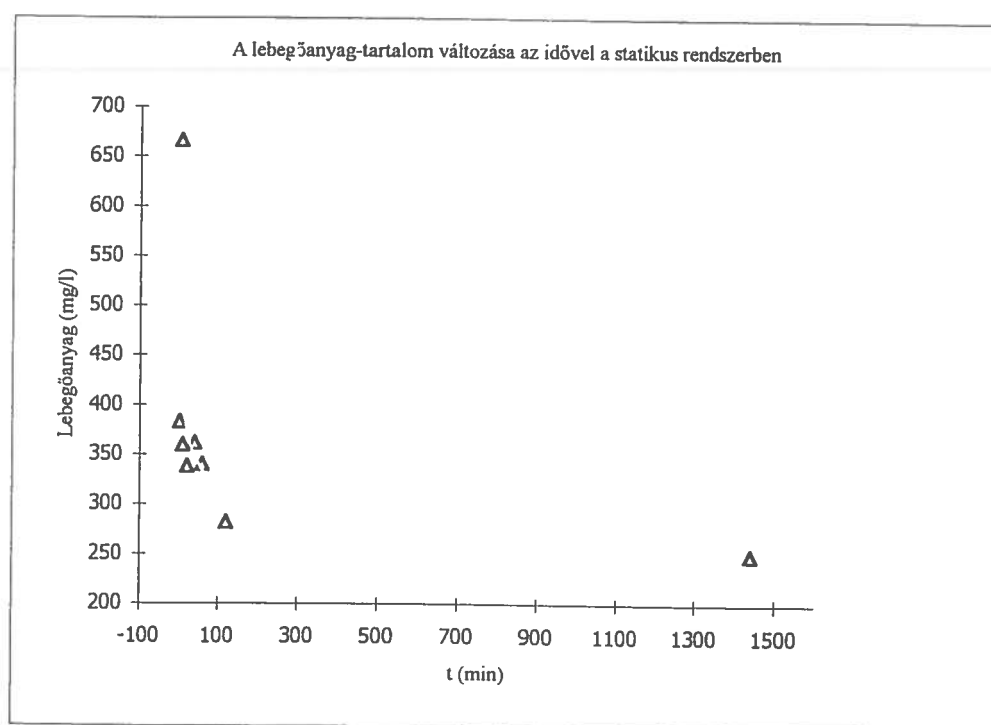
A statikus rendszer vezetőképességének változását a lentebbi diagram ábrázolja. Megfigyelhető, hogy a vezetőképesség-értékek idővel következetesen növekvő tendenciát mutatnak. Legkisebb hibával egy $y = a x^b$ alakú függvény illeszkedett⁽⁷¹⁾.



⁷¹ Az illesztett függvény egyenlete és statisztikája: $K = 434 t^{0,0413}$; $R = 0,9544$; $R^2 = 0,911$; $SD = 14,474$; $P = 0,9601$.

A lebegőanyag-tartalom váltázása a statikus rendszerben

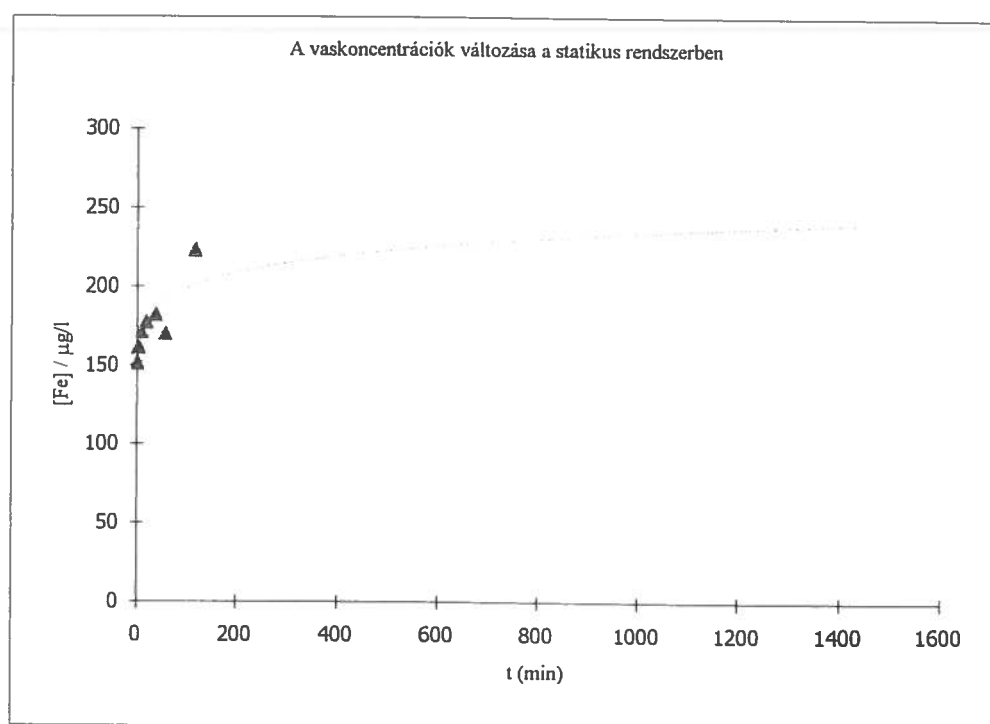
A lebegőanyag-tartalom értékek is - a zavarosságához hasonlóan - $y = a x^b$ függvény⁽⁷²⁾ szerint mutatnak csökkenő tendenciát. A változást a lentebbi diagramon szemléltetem.



⁷² Az illesztett függvény és statisztikája: $L = 509,94 t^{-0,1031}$; $R = 0,7322$; $R^2 = 0,5362$; $SD = 105,5694$; $P = 0,6357$.

A vaskoncentrációk változása a statikus rendszerben

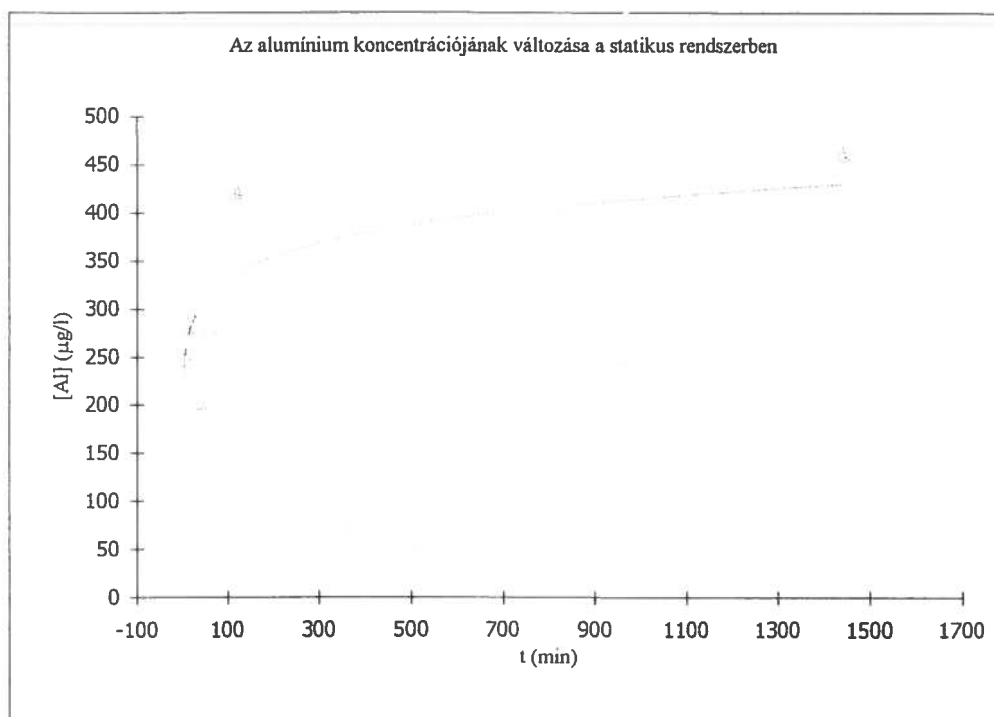
A statikus rendszeren vizsgált vaskoncentrációk az idő függvényében hibával terhelt növekvő tendenciát mutatnak egy általános $y = a x^b$ ⁽⁷³⁾ függvény szerint. A változást és az azt mutató illesztett függvényt a lentebbi diagram mutatja.



⁷³ Az illesztett függvény és statisztikája: $[Fe] = 142,37 t^{0,0721}$; $R = 0,8477$; $R^2 = 0,7187$; $SD = 16,3842$; $P = 0,9429$.

Az alumíniumkoncentrációk változása a statikus rendszerben

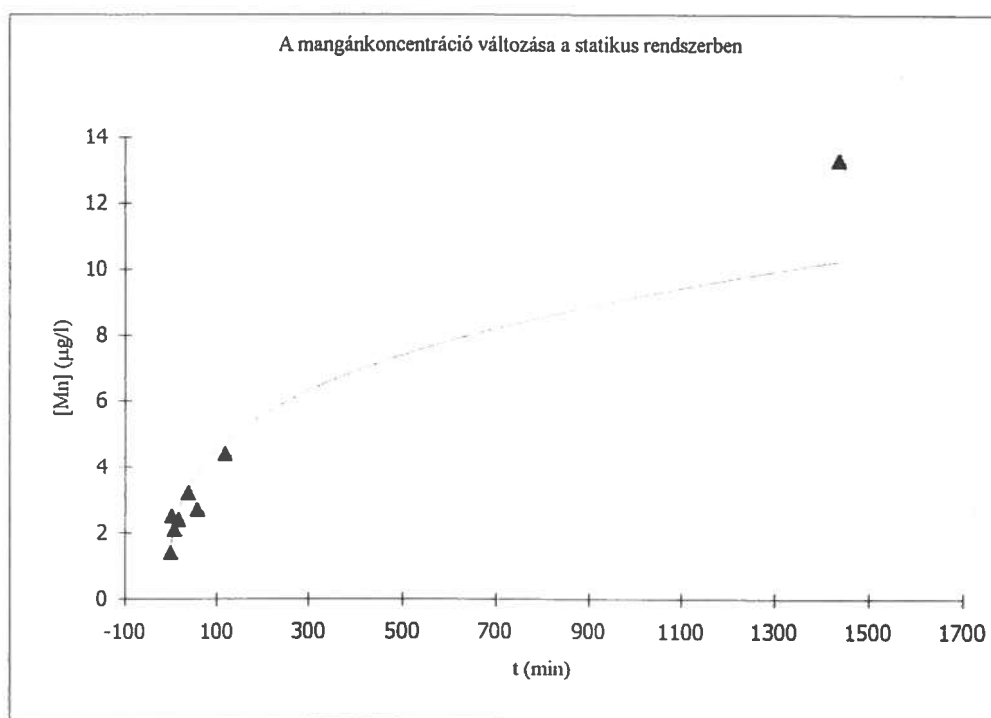
Az alumínium koncentrációja a statikus rendszer elfolyójában az idő függvényében növekvő tendenciát mutat egy általánosan $y = a \cdot x^b$ függvény⁽⁷⁴⁾ szerint. Az illesztett függvényt, valamint az alapul szolgáló mérési adatokat a lentebbi diagramon mutatom be.



⁷⁴ Az illesztett függvény és statisztikája: $[Al] = 210,37 \cdot t^{0,0984}$; $R = 0,7315$; $R^2 = 0,5351$; $SD = 35,3735$; $P = 0,8046$.

A mangánkoncentrációk változása a statikus rendszerben

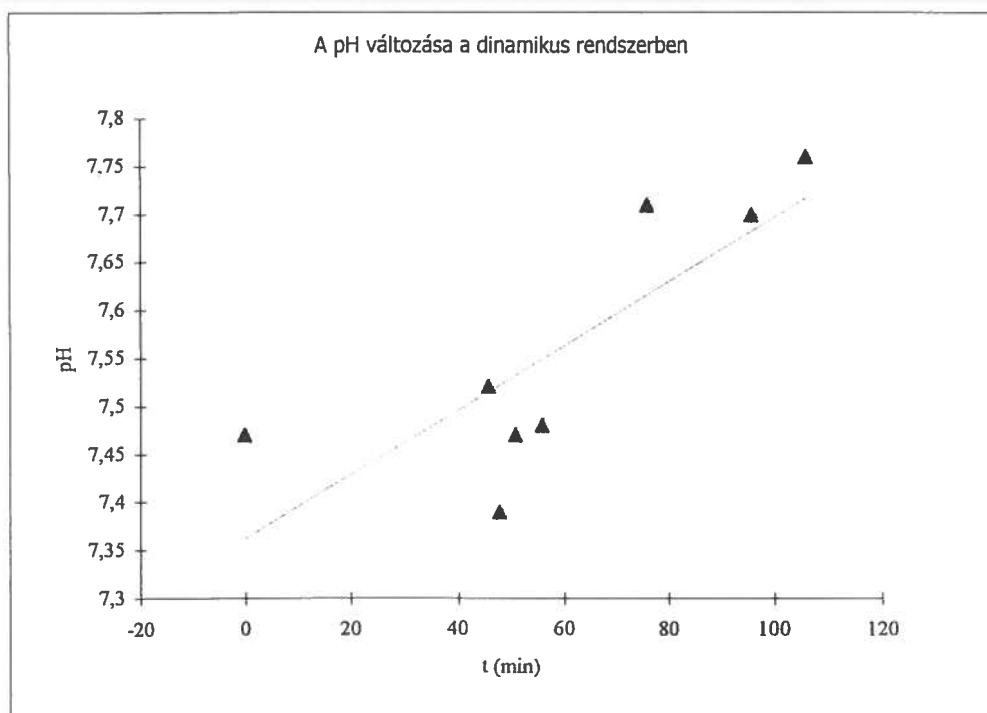
A vizsgált mangánkoncentrációk a statikus rendszerben - igen jó korrelációval jellemezhetően- egy általánosan $y = a x^b$ ⁽⁷⁵⁾ összefüggés szerint változik. A mért adatokat és az illesztett függvényt a lentebbi diagram mutatja be.



⁷⁵ Az illesztett függvény és statisztikája: $[Mn] = 1,0766 t^{0,3099}$; $R = 0,9451$; $R^2 = 0,8933$; $SD = 9,9960$; $P = 0,9753$.

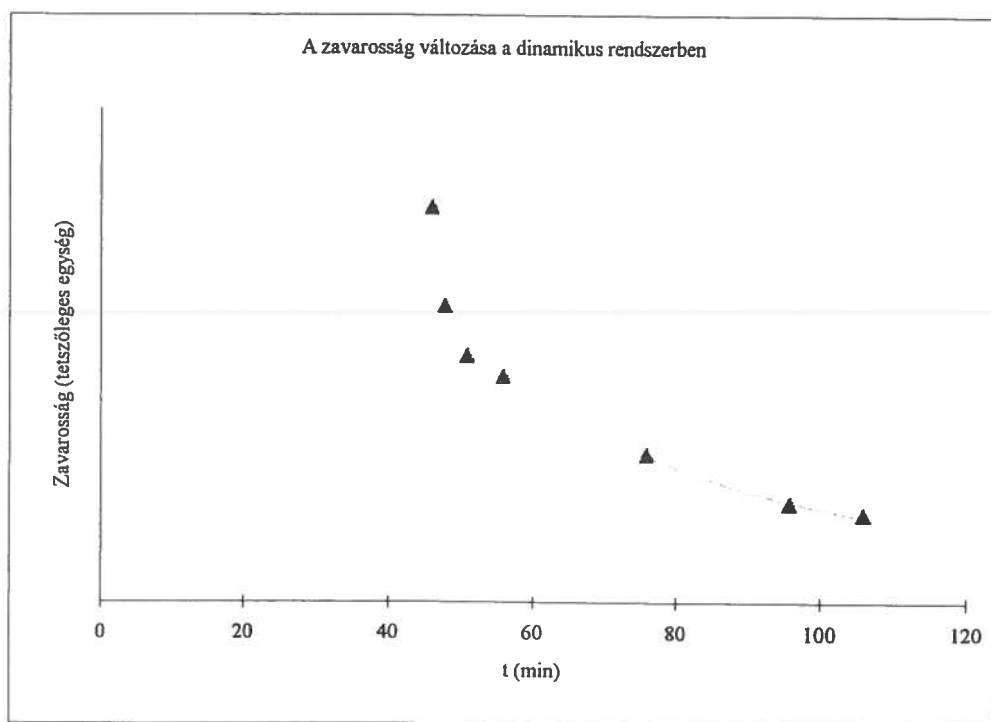
A pH változása a dinamikus rendszerben

A pH idővel történő változására leginkább a konstans, vagy enyhén lineárisan növekvő tendencia jellemző⁽⁷⁶⁾. Mivel az adatok igen szórnak, pontosabb csak annyit állítani, hogy a pH az idővel növekedni látszik.



A zavarosság változása a dinamikus rendszerben

A zavarosság változását az idővel az alábbi grafikon mutatja. Megfigyelhető, hogy a zavarosság-értékek az idővel folyamatosan csökkenő tendenciát mutatnak egy általánosan $y = a x^b$ függvény szerint⁽⁷⁷⁾.



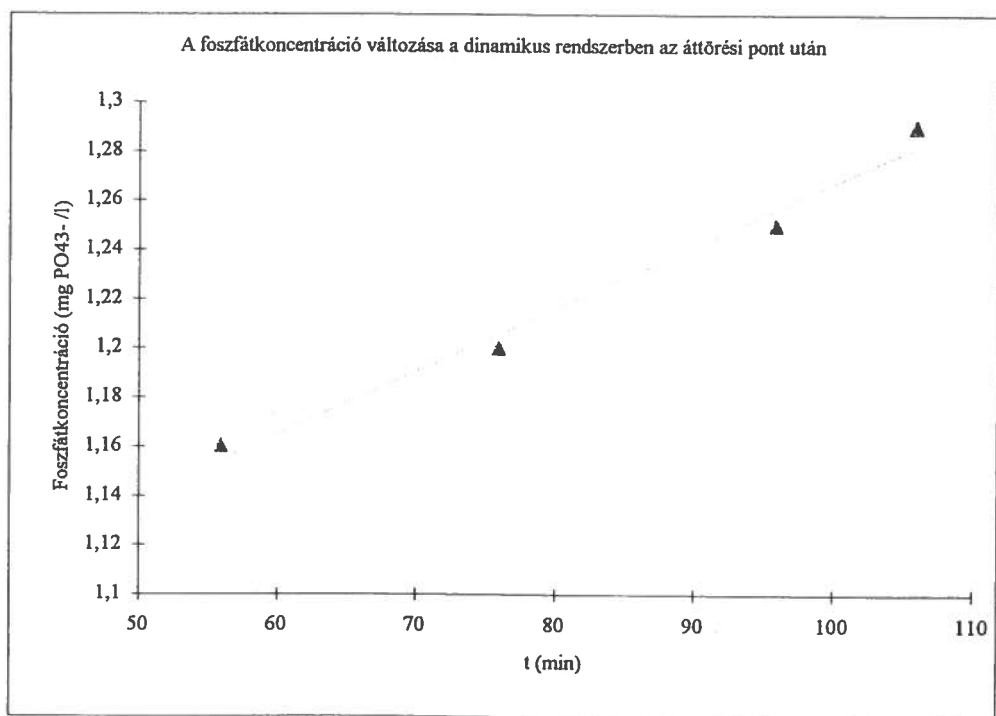
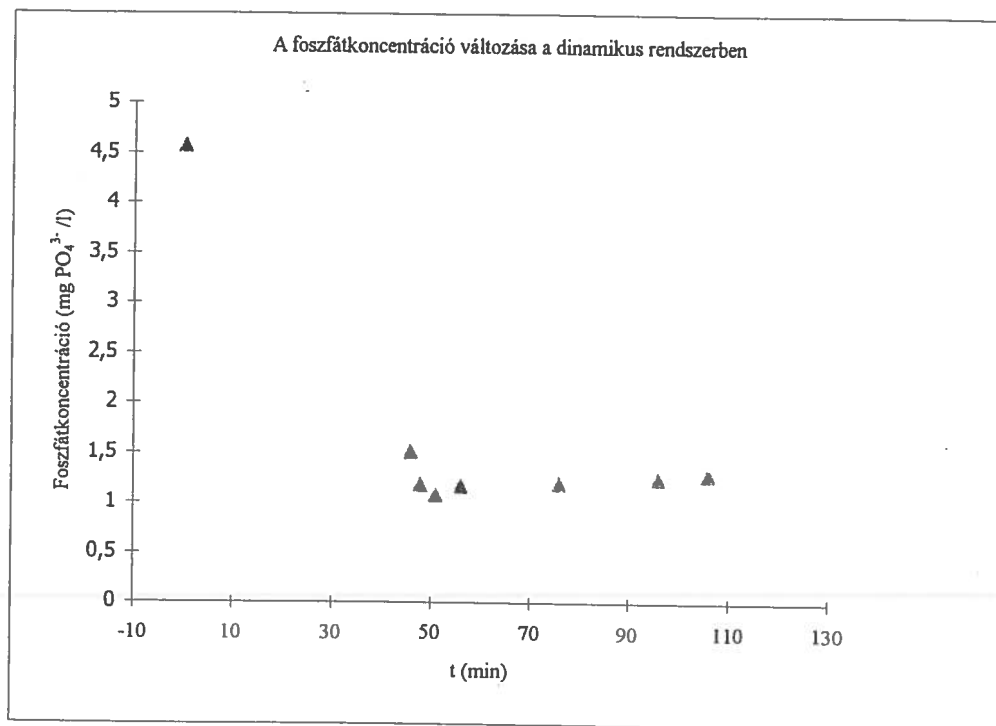
A foszfáttartalom változása az idővel a dinamikus rendszerben

A foszfáttartalom változására jellemző, hogy a tisztítókazettákon átjutva a foszfátkoncentráció nagyjából a harmadára csökkent (az első minta esetén), majd további csökkenő tendencia után lassú növekvést mutatott, azaz bekövetkezett az áttörés. Azt feltételezve, hogy ez a tendencia az utolsó négy érték esetén már lineáris, a foszfátkoncentráció idővel való változása már extrapolálható lesz⁽⁷⁸⁾. A mért értékeket és az áttörés utáni egyenes szakaszt a lentebbi diagramokon mutatom be.

⁷⁶ Az illesztett függvény és statisztikája: $pH = 0,0033t + 7,3622$; $R = 0,7505$; $R^2 = 0,5633$; $SD = 0,0903$; $P = 0,7986$.

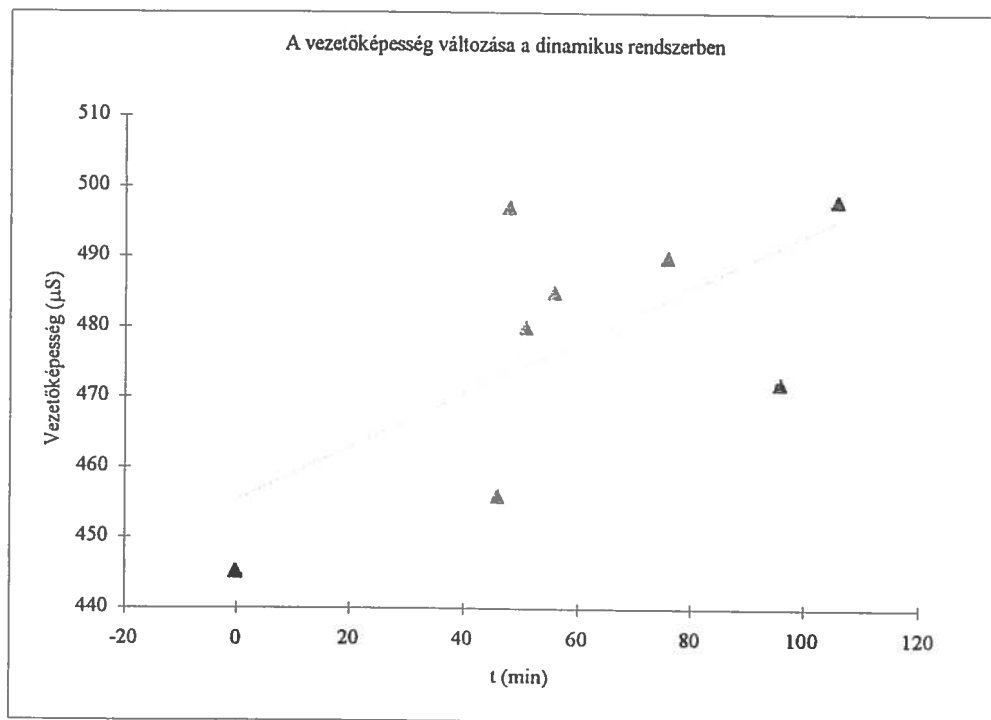
⁷⁷ Az illesztett függvény és statisztikája: $Z = 80,76 t^{-1,6148}$; $R = 0,9856$; $R^2 = 0,9716$; $SD = 0,01659$; $P = 0,9630$.

⁷⁸ Bár az áttörési görbe alakja általában nem lineáris, ilyen kevés adatra csak egyenest illesztettem.



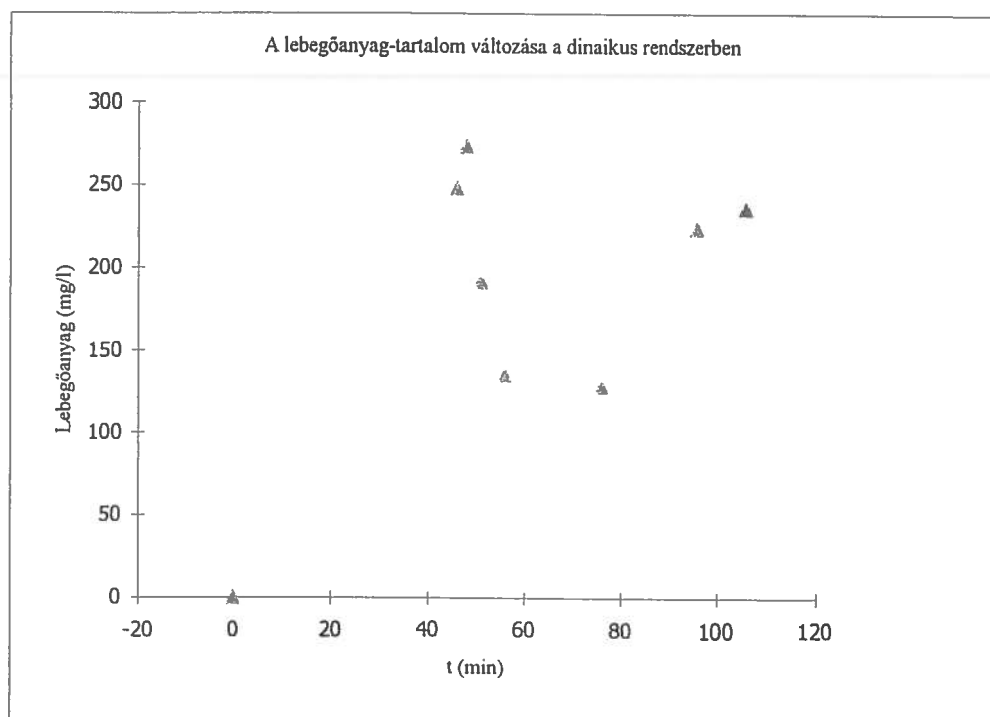
A vezetőképesség változása a dinamikus rendszerben

A dinamikus rendszerből vett minták vezetőképessége időben növekvő tendenciát mutat, melyet egyik függvény típussal sem sikerült egyértelműen leírni. Legkisebb hibával és legnagyobb korrelációs együtthatóval a függés lineárisnak mondható. A mért adatokat és a rájuk illesztett egyenest a lentebbi diagramon mutatom be.



A lebegőanyag-tartalom váltázása a dinamikus rendszerben

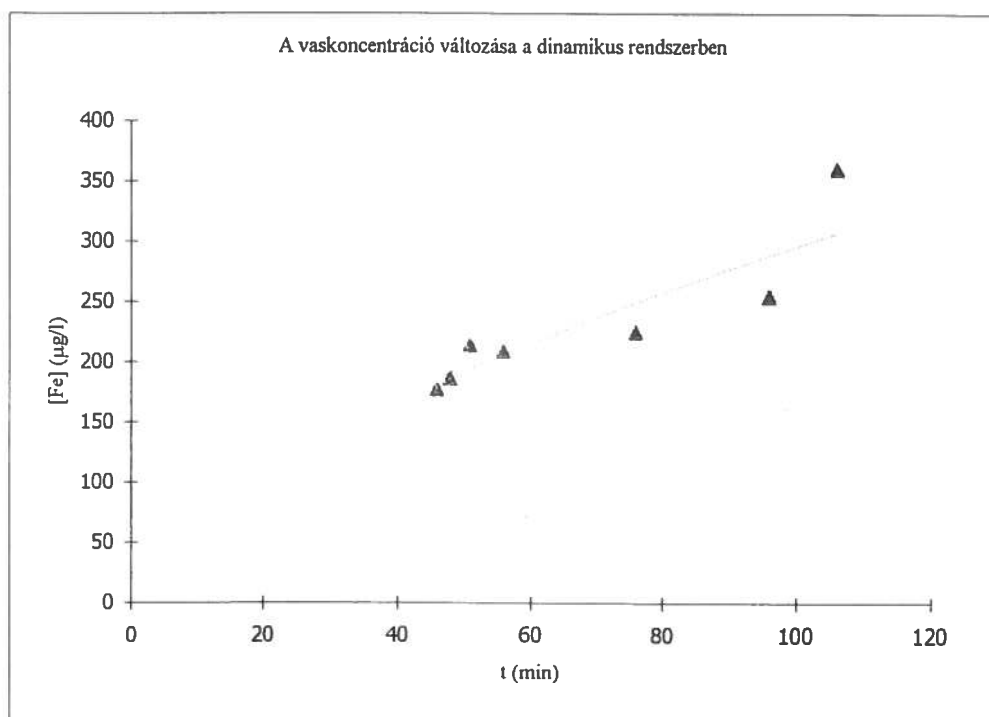
A dinamikus rendszer lebegőanyag-tartalma - a statikussal ellentétben - még csak közelítőleg sem mutat tendenciát. A mintapontokra számtalan függvény illeszthető, ám ezek jó része biztosan nem a megfelelő tendenciát írja le⁽⁷⁹⁾, más függvények pedig igen jelentős hibával illeszkednek. Emiatt lentebb csak a mért adatokat ábrázoló diagramot mutatom be.



⁷⁹ Például a lebegőanyag-tartalom négyzetes időfüggése.

A vaskoncentrációk változása a dinamikus rendszerben

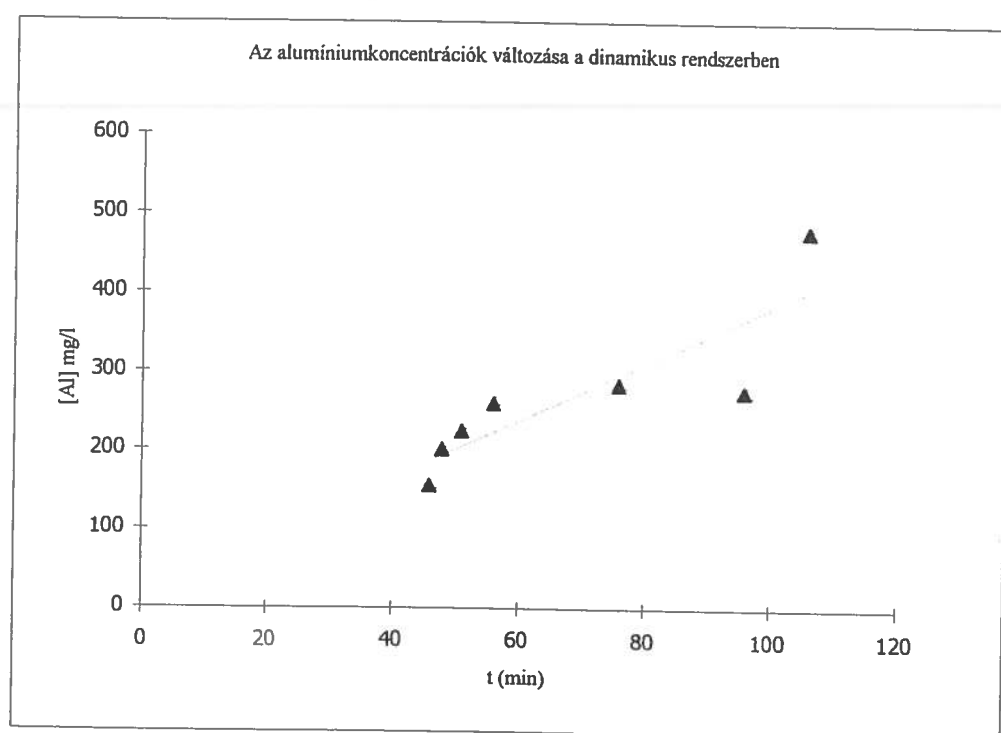
A dinamikus rendszer elfolyójában mért vs koncentrációk az idő függvényében egy általános $y = a x^b$ függvény⁽⁸⁰⁾ szerinti növekvő tendenciát mutatnak, bár hasonló szórással, standard hibával és korrelációs együtthatóval rendelkező egyenes is illeszthetőnek bizonyult. Az illesztett trendet és a mért adatokat mutatja a lentebbi diagram



⁸⁰ Az illesztett függvény és statisztikája: $[Fe] = 10,64 t^{0,7408}$; $R = 0,9405$; $R^2 = 0,8847$; $P = 0,9468$; $SD = 1,9360$.

Az alumíniumkoncentrációk változása a dinamikus rendszerben

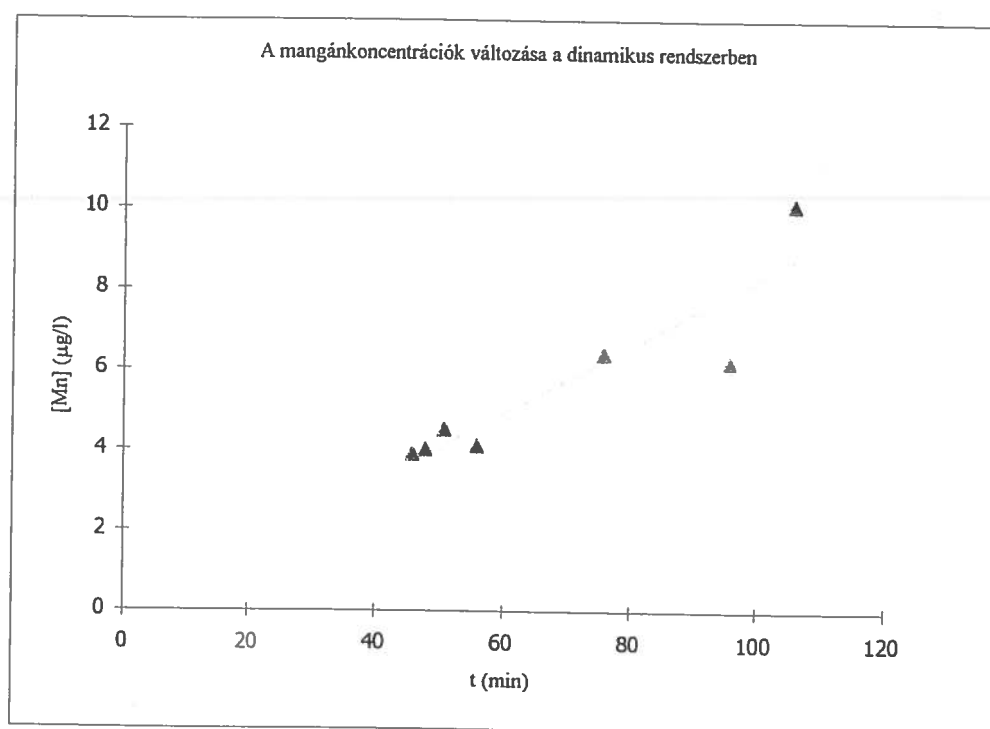
A statikus rendszert jellemző alumíniumkoncentrációk az idővel növekvő tendenciát mutatnak egy lineáris ⁽⁸¹⁾ trend szerint. Bár ez mind a statikus rendszerben mérttel, mind a józan meggondolással ellentétes, a mérési adatok ilyen szemléltető jellegű tendenciát követnek. A trendet, valamint a mért értékeket feltüntető diagramot lentebb mutatom be.



⁸¹ Az illesztett függvény és statisztikája: $[Al] = -35,214 + 4,6892 t$; $R = 0,9685$; $R^2 = 0,9381$; $P = 0,9685$.

A mangánkoncentrációk változása a dinamikus rendszerben

A mangánkoncentrációk idővel való változása - a statikus rendszeren mért tendenciák ellentmondva - lineáris⁽⁸²⁾ változást mutat. Az illesztett egyenest és a mért adatokat lentebb mutatom be.



⁸² Az illesztett függvény és statisztikája: $[Mn] = -1,0861 + 0,1035 t$; $R = 0,9876$; $R^2 = 0,9753$; $P = 0,9876$.

Röntgenpordiffraktometriai vizsgálatok

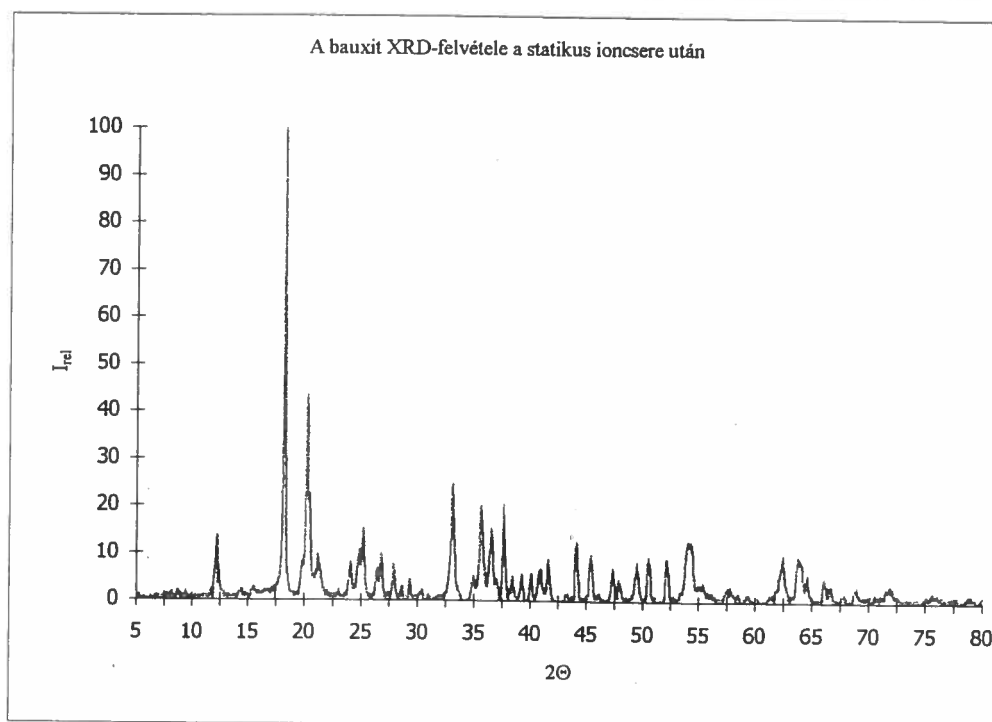
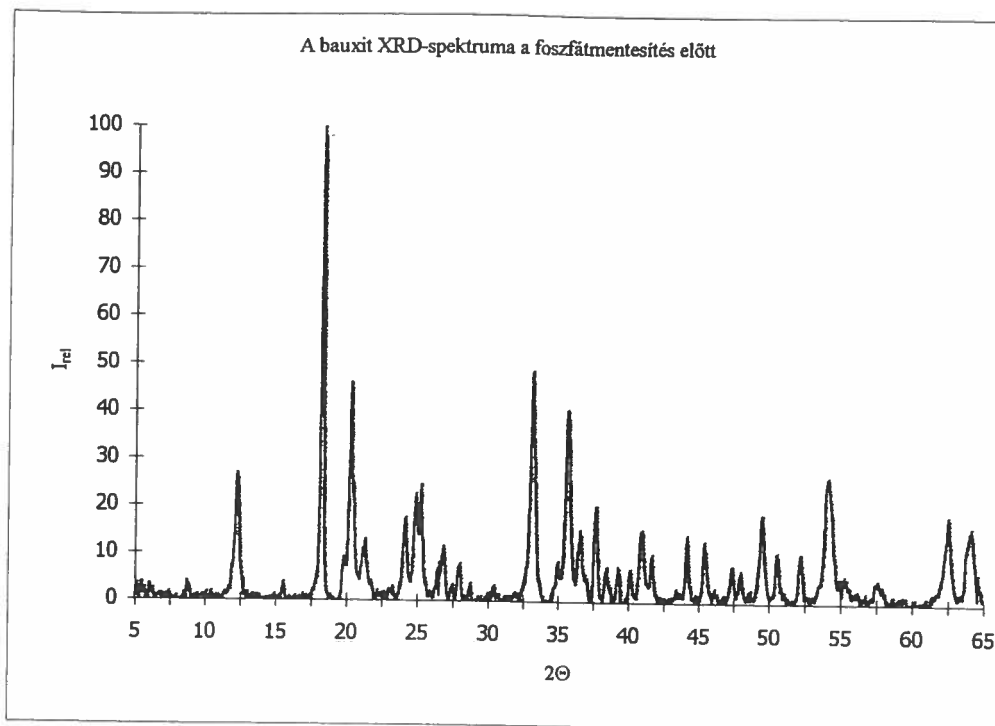
Az XRD-vizsgálatokhoz egy darab bauxitot használtam fel, melynek egyik felét a statikus rendszerben foszfátmentesítésre használtam, másik részéből a kiindulási bauxitra jellemző XRD-felvétel készült, harmadik részét pedig további vizsgálatokra félretettem.

Az XRD-vizsgálatok tanulsága szerint a kiindulási bauxitban négy ásványfázis ismerhető fel, melyeket a lentebbi táblázat és diagram mutat.

FÁZIS NEVE	ÖSSZEGKÉPLETE	ASTM-KÁRTYA	100-AS INTENZITÁSÚ CSÚCS HELYE
			2θ
Hematit	Fe_2O_3	33-664	16,60
Gibbsit	$\text{Al}(\text{OH})_3$	7-324	9,10
Anatáz	TiO_2	21-1272	12,70
Kaolinit 1T	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$	14-164	5,65

A felhasznált bauxitban XRD segítségével azonosított fázisok.

A statikus rendszerben felhasznált bauxitból is készítettem XRD-felvételt, melynek tanulsága szerint az ásványfázisok összetételében érdemi változás nem tapasztalható egy-egy kisebb, 1-es I_{rel} -ú csúcs megjelenésén túl. Ezt a felvételt is lentebb közlöm.

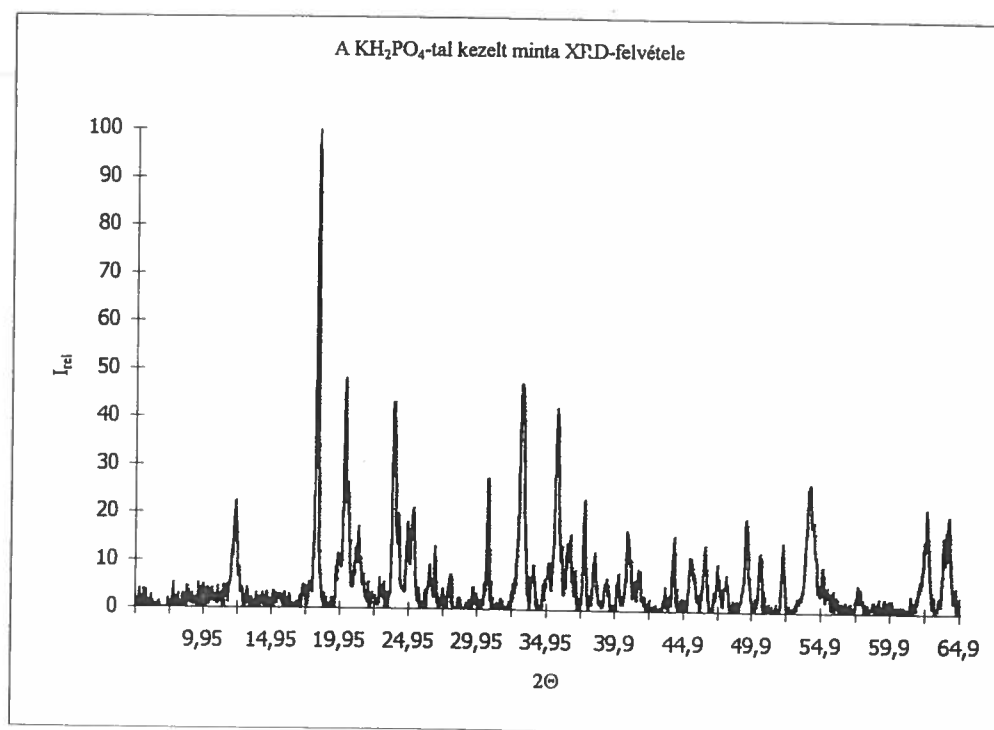


Mivel az XRD-vizsgálat eredményt nem hozott - azaz nem tudtam vizsgálni, hogy esetlegesen melyik szilárd fázist szorítja ki a foszfátadszorpció -, telített KH_2PO_4 -oldatba helyeztem 24 órára a megmaradt bauxitfázist, melyet 24 órás vizes áztatásnak vetettem alá. Új fázis megjelenését tapasztaltam, mely a KH_2PO_4 (archerit) volt. Az észlelt fázisokat a lentebbi táblázat és diagramok

mutatják. Ezen túl egyéb ásványfázis eltűnését, valamint egyéb fázis keletkezését nem tapasztaltam.

FÁZIS NEVE	ÖSSZEGKÉPLETE	ASTM-KÁRTYA	100-AS INTENZITÁSÚ CSÚCS HELYE
			2θ
Hematit	Fe_2O_3	33-664	16,60
Gibbsit	$\text{Al}(\text{OH})_3$	7-324	9,10
Anatáz	TiO_2	21-1272	12,70
Kaolinit 1T	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$	14-164	5,65
Archerit	KH_2PO_4	35-807	12,0

A felhasznált bauxitban XRD segítségével azonosított fázisok.



12., FOSZFÁTMENTESÍTÉS ÉS TALAJTANI VIZSGÁLATOK ÉRTELMEZÉSE

Szakdolgozatom jelen részében az előző fejezetben diszkutált mérési eredményeket fogom magyarázni. Megállapítom, hogy az alkalmazott talaj anyagi minősége megfelel-e a technológia szerint elvárhatónak, valamint értékelni fogom a bauxit alkalmasságát a foszfátmentesítés szempontjából. A foszfátmentesítő rendszer kiépítésére konkrét javaslatot nem teszek, mivel ez előtt szükségesek még földüzemi kísérletek is.

12.1., A TALAJ SZIVÁRGÁSI EGÜTTHATÓJÁNAK MINŐSÍTÉSE

Az előző fejezetben ismertetett szivárgási együttható-adatok jelentősen kisebbek az irodalmak által általánosan elfogadhatónak tartott, és az általános részben ismertetett 10^{-3} - 10^{-5} mm/s-os szivárgási együtthatónál.

Megállapítom, hogy a talaj a gyökértéri szennyvíztisztítás követelményeinek nem felel meg. A nád átgyökerezése esetleg segítheti a szivárgási tényező változását, bár a talaj kötöttsége lassítja az átgyökerezést. A kellő tisztítási hatások elérése érdekében a talaj cseréjét javasolom.

12.2., A FOSZFÁTMENTESÍTÉS MINŐSÍTÉSE

A pH változása a statikus rendszer esetében

A statikus rendszer pH-jának változása leginkább lineáris trendet követve nő az idő függvényében, bár változása nem nevezhető szignifikánsnak.

Ennek értelmében megállapítom, hogy a foszfátmentesítés során a bauxitból semmilyen olyan anyag nem oldódott ki, vagy távozott el deszorpció útján illetve adszorbeálódott, mely a pH-t jelentősen módosítaná. A foszfát esetleges pufferoló hatását kizárom, mivel koncentrációja jóval 1 mg/l alá csökkent az idő függvényében. A statikus rendszer egyensúlyi pH-ja a befogadóra vonatkozó, jogalkotás által definiált határértéknek megfelel.

A zavarosság változása a statikus rendszerben

A statikus rendszert jellemző zavarosságadatok az idő függvényében csökkenő tendenciát mutatnak.

Megállapítom, hogy a magára hagyott statikus rendszerben a zavarosságot okozó szuszpendált részecskék az idő függvényében Stokes törvénye szerint kiüledtek.

A foszfáttartalom változása az idővel a statikus rendszerben

A foszfáttartalom idővel történő változására jellemző, hogy az értékek folyamatosan csökkenő tendenciát mutatnak egy általánosan $[\text{PO}_4^{3-}] = a \cdot t^b$ alak szerint. A foszfátkoncentráció érdemi változást két óra elteltével már nem mutat.

Megállapítom, hogy a bauxit az oldat foszfáttartalmát eliminálja - szakaszos ioncsere esetén az egyensúly mintegy két óra alatt beáll, az egyensúlyi koncentráció a kiindulásinak megközelítőleg egytizede. Emiatt a bauxit foszfátmentesítésre alkalmasnak mondható. Szükséges lenne egyéb méréseket végezni annak kiderítésére, hogy a koncentráció változása pontosan milyen izotherma szerint történik [12.1][12.2][12.3]. Az egyensúlyi foszfátkoncentráció a befogadóra vonatkozó, jogszabályban definiált határértéknek megfelel. A továbbiakban szükséges lenne vizsgálni, hogy a bauxit foszfátmentesítő további hasonló 24 órás ciklusban hogyan változik, valamint annak tanulmányozása is, hogy van-e lehetőség a bauxit regenerálására.

A vezetőképesség változása a statikus rendszerben

A statikus rendszer vezetőképességének változása az idővel következetesen növekvő tendenciát mutatnak egy $y = a x^b$ alakú függvény szerint.

Megállapítom, hogy a vezetőképesség megváltozását a bauxitból beoldódó és az oldatból eliminálódó ionok összkoncentráció-változása együttesen okozza. Mivel a pH szignifikánsan nem változott, a hidrogén- és hidroxidionok jelentős vezetőképesség-növelő hatása kizárható [12.1][12.4]. Ennek értelmében az oldat össz-ion-tartalma is megbecsülhető: a koncentráció mintegy 30%-kal nőtt.

Az ülepedő- és lebegőanyag-tartalom változása a statikus rendszerben

Az ülepedő- és lebegőanyag-tartalom értékek is - a zavarosságához hasonlóan - egy általánosan $y = a x^b$ függvény szerint mutatnak csökkenő tendenciát.

Megállapítom, hogy az ülepedő- és lebegőanyag koncentrációja Stokes törvénye szerint változott. A változás jellege összhangban van a zavarosságváltozásnál tapasztalt jelleggel.

A vaskoncentrációk változása a statikus rendszerben

A statikus rendszeren vizsgált vaskoncentrációk az idő függvényében hibával terhelt növekvő tendenciát mutatnak egy általános $y = a x^b$ függvény szerint.

Ennek értelmében megállapítom, hogy vastartalmú fázis(ok) oldódása történt a vizsgálat során, ám az oldódás mennyisége nem volt szignifikáns, valószínűsíthetően beállt az egyensúly. Az oldott anyag mennyisége az idővel egyre kevésbé látszik változni. Mindez egybevág a vezetőképesség- és XRD-vizsgálatokkal. A tisztított víz oldottvas-koncentrációja a Magyarországon jelenleg érvényes határértéknek megfelel.

Az alumíniumkoncentrációk változása a statikus rendszerben

Az alumínium koncentrációja a statikus rendszer elfolyójában az idő függvényében növekvő tendenciát mutat egy általánosan $y = a x^b$ függvény szerint.

Ennek értelmében megállapítom, hogy alumíniumtartalmú fázis csekély oldódása is bekövetkezett, az oldódás az idő függvényében egyre kevésbé volt szignifikáns – a trend jellege magyarázható az egyensúly beállításával. Mindez egybevág a vezetőképesség- és XRD-vizsgálatok eredményeivel. Bár napjaink jogalkotása az elfolyó tisztított víz alumíniumtartalmát nem szabályozza, szükséges volna ezen értéket egyéb országok szabályozott határértékeivel összevetni.

A mangánkoncentrációk változása a statikus rendszerben

A vizsgált mangánkoncentrációk a statikus rendszerben - igen jó korrelációval jellemezhetően- egy általánosan $y = a x^b$ összefüggés szerint változik.

Ennek értelmében megállapítom, hogy a bauxitban nyomokban jelen lévő mangántartalmú fázisokból a mangán oldatba ment. Az eredmény ellentmond az XRD-vizsgálatoknak, mivel azok alapján ilyen fázis nem mutatható ki. Ennek magyarázata részben az lehet, hogy a mangánfázisok röntgenamorf formában vannak jelen, vagy pedig az XRD felbontása (1%) alatti mennyiségben fordulnak elő. A mangánkoncentrációk változása összhangban van a vezetőképesség trendjével.

A pH változása a dinamikus rendszerben

A pH idővel történő változására leginkább a konstans, vagy lineárisan enyhén növekvő tendencia jellemző. Mivel az adatok meglehetősen szórnak, pontosabb csak annyit állítani, hogy a pH az idővel növekedni látszik.

A mérési adatok tükrében megállapítom, hogy a vizsgált fázisból semmilyen olyan anyag nem oldódott ki, illetve az oldatból nem eliminálódott, mely az elfolyó oldat pH-ját szignifikánsan megváltoztatná. Egy jelentős hidraulikus terhelésű rendszer esetén, nagy áramlási sebesség mellett bármilyen pufferoló hatást kizárok. Az elfolyó pH-ja a befogadóra vonatkozó, a jogalkotás által definiált határértéknek megfelel.

A zavarosság változása a dinamikus rendszerben

A zavarosság változását az idővel folyamatosan csökkenő tendenciát mutat egy általánosan $y = a x^b$ függvény szerint.

Mivel ebben az esetben az áramlás jelenléte miatt Stokes törvénye alkalmazhatatlan, a magyarázat a rendszer felépítésében és üzemeltetésében keresendő. A kezdeti vízfeltöltés felkavaró hatása az idővel lecseng, mivel a kazetták vízkivezetése a bennük lévő víz

felszínén történik. Ennek értelmében csak a legkönnyebb lebegők jutnak el a rendszer kifolyásáig.

A foszfáttartalom változása az idővel a dinamikus rendszerben

A foszfáttartalom változására jellemző, hogy a tisztítókazettákon átjutva a foszfátkoncentráció nagyjából a harmadára csökkent (az első minta esetén), majd további csökkenő tendencia után lassú növekvést mutatott

A fentiek értelmében megállapítom, hogy a vizsgálat során bekövetkezett az áttörés. Azt feltételezve, hogy ez a fentebbi tendencia az utolsó négy mért érték esetén már lineáris, a foszfátkoncentráció idővel való változása extrapolálhatóvá válik. A mért értékeket és az áttörés utáni egyenes szakaszt a lentebbi diagramokon mutatom be. Az illesztett egyenes felhasználásával megállapítom, hogy - amennyiben a trend lineáris, vagy ahhoz igen hasonló -, akkor a tisztítási hatásfok mintegy 22 óra alatt a felére csökken. Ennek fényében a rendszer csak elvileg lesz alkalmazható foszfátmentesítésre. Szükséges vizsgálni, hogy a szakaszos ioncserével kombinálva, és a bauxit regenerációját esetlegesen megoldva alkalmas-e félüzemi kísérletek elvégzésére.

A vezetőképesség változása a dinamikus rendszerben

A dinamikus rendszerből vett minták vezetőképessége időben növekvő tendenciát mutat, melyet egyik függvénytypussal sem sikerült egyértelműen leírni. Legkisebb hibával és legnagyobb korrelációs együtthatóval a függés lineárisnak mondható.

A vezetőképesség lineáris változása a statikus rendszerben tapasztaltaknak ellentmond, mivel egyensúly kialakulására nincs lehetőség, a szilárd fázis komponensei folyamatosan oldatba mentek. Megállapítom, hogy az oldatban a töltéshordozók, gyakorlatilag az ionok koncentrációja nőtt meg mintegy 10%-kal. Mivel a pH szignifikánsan nem változott, emiatt

a hidrogén- és hidroxidionok jelenlétét mint okot kizárom [12.1][12.4]. A vezetőképesség növekedéséért az egyéb ionok koncentrációjának növekedése a felelős.

A lebegőanyagtartalom változása a dinamikus rendszerben

A dinamikus rendszer lebegőanyag-tartalma - a statikussal ellentétben - még csak közelítőleg sem mutat tendenciát. A mintapontokra számtalan függvény illeszthető, ám ezek jó része biztosan nem a megfelelő tendenciát írja le, más függvények pedig igen jelentős hibával illeszkednek.

A fentebbiek alapján megállapítom, hogy a dinamikus rendszer lebegő- és ülepedőanyag-tartalmának idővel való vizsgálata nem hozta meg a kívánt eredményt - az adatsor értékelhetetlensége folytán következtetést levonni nem áll módomban.

A vaskoncentrációk változása a dinamikus rendszerben

A dinamikus rendszer elfolyójában mért vaskoncentrációk az idő függvényében egy általános $y = a x^b$ függvény⁽⁸³⁾ szerinti növekvő tendenciát mutatnak, bár hasonló szórással, standard hibával és korrelációs együtthatóval rendelkező egyenes is illeszthetőnek bizonyult.

A mérési eredmények értelmében megállapítom, hogy a vastartalmú fázisok csekély oldódása bekövetkezett. Mindez alátámasztja mind a vezetőképesség-, mind az XRD-vizsgálatok eredményeit. Az elfolyó vaskoncentrációk a mai napon érvényes határértéknek megfelelnek. Az illesztett függvény lineárishoz hasonló jellege magyarázható oly módon, hogy a folyamatosan elfolyó és befolyó víz hidraulikus terhelésének hatására nem áll be egyensúly, a fázisok folyamatosan oldatba mennek. Lehetséges, hogy hosszabb kísérleti időintervallumban a görbe a statikus rendszerben észlelthez hasonlítana.

⁸³ Az illesztett függvény és statisztikája: $[\text{Fe}] = 10,64 t^{0,7408}$; $R = 0,9405$; $R^2 = 0,8847$; $P = 0,9468$; $SD = 1,9360$.

Az alumíniumkoncentrációk változása a dinamikus rendszerben

A statikus rendszert jellemző alumíniumkoncentrációk az idővel növekvő tendenciát mutatnak egy lineáris trend szerint.

Ennek értelmében megállapítom, hogy a mért adatok szerint alumíniumtartalmú fázisok oldódása is bekövetkezett, és ez összhangban van az statikus rendszerrel mért jelenséggel. A mérési eredmény - a növekedés módjától eltekintve - összhangban van a vezetőképesség-, valamint az XRD-mérések eredményeivel. Bár a mai napon Magyarországon a felszíni vizek alumíniumtartalmára nincs érvényes határérték, a mért eredményeket szükséges lenne egyéb országok hasonló szabályozásával összevetni. A változás linearitására magyarázat lehet, hogy mivel egyensúly beállítására nem volt mód, az alumíniumtartalmú fázisok folyamatosan oldatba mentek, ezzel egy kvázilineáris növekedést okoztak.

A mangánkoncentrációk változása a dinamikus rendszerben

A mangánkoncentrációk idővel való változása - a statikus rendszeren mért tendenciának ellentmondva, a dinamikus rendszer paramétereirehasonlóan - lineáris változást mutat.

Ennek értelmében megállapítom, hogy olyan, az XRD módszerével tanulmányozhatatlan fázisok oldódása, melyek vagy igen kis (1% alatti) koncentrációban vannak jelen, vagy röntgenamorfok. Az elfolyó víz mangánkoncentrációja a mai napon érvényes területi határértéket nem haladja meg. A mangánkoncentráció kvázilineáris növekedése összhangban van a dinamikus rendszeren mért vezetőképesség változásával. A trend jellegének magyarázata is hasonló: a folyamatos nagy hidraulikus terhelés hatására nem állt be egyensúly, a mangántartalmú fázisok folyamatosan oldatba mentek.

Röntgenpordiffraktometriai vizsgálatok

A röntgenpordiffraktometriai vizsgálatok segítségével megállapítom, hogy olyan fázis, mely a foszfát eliminációjáért a kísérletekben egyértelműen felelős lenne, nem azonosítható. Nem észleltem sem bármely szilárd kristályos fázis mennyiségének szignifikáns növekedését vagy csökkenését. Ez a megállapítás egybevág a vas- alumínium- és mangánkoncentrációmérésekkel. A megállapítás nem mond ellent a vezetőképesség-vizsgálatoknak. A 24 órás foszfátkezelés hatására csak a kezelőoldatból történő KH_2PO_4 -kiválását észleltem. Ennek értelmében kizárom, hogy bármely szilárd fázis átalakulása eredményezné a foszfáteliminációt. Lehetségesnek tartom viszont a bauxitban található röntgenamorf kolloidfázisok átalakulását [12.5]. Szintén lehetségesnek tartom az agyagásványok felületén történő adszorpciót [12.5]. A KH_2PO_4 -fázis megjelenése igen vékony üregek, kamrák, csatornák falán történő megkötődéssel, majd oldatbetöményedéssel magyarázható [12.6].

A fentebb leírtak értelmében, minden aspektust szem előtt tartva megállapítom, hogy a bauxit a kámi gyökértéri tisztító foszfátmentesítésére elvi lehetőséget nyújt. Szükséges a foszfátelimináció mechanizmusának pontos feltárása, lehetőleg hosszabb üzemidejű folyamatos ioncserével, valamint indokolt a bauxit regenerációs lehetőségeinek tanulmányozása. Ezek végeztével kezdhetők meg a félüzemi kísérletek.

13., ÖSSZEFOGLALÁS

Szakdolgozati témámban vizsgáltam a kámi nádgyökértéri tisztító működését, melynek keretében megállapítottam, hogy a műtárgyak nem mindegyike üzemel rendeltetésének megfelelően. Legkritikusabb problémaként az merült fel, hogy az elfolyó koncentrációk nem felelnek meg a mai napon érvényes magyarországi határértékeknek, ennek ellenére az EU elvárásait teljesítik.

Munkámmal két részben segítettem a végleges üzemengedély megszerzésére tett lépéseket: egyrészt vizsgáltam a rendellenes működésnek minősülő hidraulikus rövidzárlat okát. A nádágak felszínén jelentkező hidraulikai rövidzárlat jelenlétét a betöltött talajtest elégtelen szivárgási együtthatójában láttam, melyet sikeresen bizonyítottam. A nehézség elhárítását egyedül a talajtest cseréjében látom.

Vizsgálataim másik részét a természetközeli szennyvíztisztítás új, a természetközeli elveknek megfelelő foszfátmentesítése terén végeztem. A felhasznált bauxit a foszfátot nem pontosan ismert módon, de elfogadható hatásfokkal eliminálta úgy, hogy nem szennyezte vissza a tisztított vizet. További vizsgálatokat igényel az elimináció pontos mibenlétének és a bauxit ioncserekapacitásának megismerése. A félüzemi kísérletek elindítása előtt szükséges tanulmányozni a bauxit mint ioncserélő regenerálhatóságát.

Bízom abban, hogy munkámmal én is kicsiny részt vállaltam abban a szerteágazó kutatási munkában, melynek egyetlen hajtóereje a természet tisztelete és célja a fenntartható fejlődés elve.

14., KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szakdolgozati munkám elkészítésében számos szakember és jópár lelkes ismerős volt segítségemre, akiknek ezennel szeretnék köszönetet mondani. Mindenekelőtt tisztelettel és köszönettel tartozom néhai Dr. Varga Enikő egyetemi adjunktusnak, aki még súlyos betegsége idején is szívvel-lélekkel segítette és irányította feladataim elvégzését. Hálámat fejezem ki Dr. Záray Gyula egyetemi tanárnak, aki témavezetőm elhunytát követően számtalan feladata mellett a témavezető szerepét ellátva vállalta, hogy segíti, koordinálja és sikerre viszi munkámat.

Feltétlen hála illeti meg Óvári Mihályt, valamint munkatársait a gyors és precíz ICP-MS-vizsgálatok elvégzéséért, valamint a konzultációs lehetőségért.

Köszönet illeti meg külső konzulenseimet is: Gampel Tamást, a Vivendi-Water Kft. alkalmazottját a kámi tisztítóval kapcsolatos személyes tapasztalatok ismertetéséért, a terepbejárásokért és a konzultációs lehetőségekért. Köszönettel tartozom másik külső konzulensemnek, Breuer Lászlónak, a Göncöl Szövetség elnökének, aki segítségemre volt a kezdeti ismeretszerzésben, és lehetőséget nyújtott a terepi vízkémiai vizsgálatok elvégzéséhez.

Köszönet illeti meg Dr. Lovas Györgyöt, az Ásványtan Tanszék tudományos munkatársát az XRD-felvételek elkészítéséért és értelmezésében nyújtott segítségéért.

Feltétlen köszönet illeti meg a továbbiakban Tóth Gyulát a precíz mintavételezésekért, továbbá Pártosi Ferencné (Hidroterv Bt.), Tauszné Vincze Editet (Kám Község Önkormányzata) és Pálfalvy Zoltánt (Élővíz Kft.) a konzultációs lehetőségekért.

A laboratóriumi munkák elvégzésében vállalt önzetlen segítségéért szeretnék köszönetet mondani mindenk előtt Segesdi Józsefnének, valamint Obermayer Andrásnak.

Hálával tartozom a két határterülettel kapcsolatos konzultációs lehetőségért Dr. Mindszenty Andrea tanárnőnek, egyetemi tanárnak a bauxittal kapcsolatos, és Mádlné Dr. Szőnyi Judit tanárnőnek, egyetemi docensnek az alkalmazott hidrogeológiával kapcsolatos segítségéért.

Feltétlen köszönet illet meg három embert, akik bár nem szakértői a tudományterületnek, mégis jelentősen segítségemre voltak: köszönetet mondok Kovács Eszternek és Kőszegi Dávidnak a terepi vizsgálatok elvégzésében nyújtott segítségéért, valamint Bárány Mónikának a dolgozat korrektúrázásáért.

15., A FELHASZNÁLT FORRÁSOK JEGYZÉKE

-
- [2.1] SZABÓ, L. (2002.) KöViM-főtanácsos szóbeli közlése
- [2.2] SZABÓ, L., VARANNAI, A. (szerk.) (2000.) Vízgazdálkodási adatok, Közlekedési és Vízügyi Minisztérium
- [2.3] SZABÓ, A. (2000.): A szennyvíztisztítás jelenlegi állapota - nemzetközi összefoglaló, Vízmű Panoráma, 8. kötet 2. szám
- [2.4] [HTTP://www.watertech/diag/hunwater/](http://www.watertech/diag/hunwater/)
- [2.5] MÉSZÁROS, P. (1990.): A környezetberát szennyvíztisztítás lehetőségei
- [2.6] GAZDAG, I. (2000.): A hazai szennyvízelvezetés és -tisztítás helyzete az EU-elvárások tükrében, Falu-Város-Régió 10. szám, 2000.
- [2.7] HOLLÓ, GY. (2000.): Az EU-csatlakozás vízgazdálkodási kérdései, kézirat
- [2.8] COMPLEX CD-jogtár (2001.), 4/1984 [II.7] OVH-rendelet
- [2.9] GAMPEL, T. (2002., Vivendi Water Kft.) szóbeli közlés
- [2.10] BREUER, L. (2002., Göncöl Szövetség), szóbeli közlés
- [2.11] [HTTP://www.ktm.hu/jogsz/kv/0400601.htm](http://www.ktm.hu/jogsz/kv/0400601.htm)
- [2.12] SZABÓ, L. (2000.): A települési szennyvízelvezetésről és -tisztításról (Magyarország szennyvízelvezetési programja és az EU-csatlakozás), Vízmű Panoráma (8. kötet, 2. szám, 2000.
-
- [3.1] LIU, D. H. F., LIPTÁK, B. G. (2000.): Wastewater Treatment, Lewis Publishers
- [3.2] [HTTP://gissserver1.date.hu/tamas/szennyvizjegyzet](http://gissserver1.date.hu/tamas/szennyvizjegyzet)
- [3.3] [HTTP://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm](http://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm)
- [3.4] ILLÉS, I. (1993.): A települési szennyvizek kezelése, Budapest
- [3.5] MÉSZÁROS, P. (1990.): A környezetberát szennyvíztisztítás lehetőségei
- [3.6] [HTTP://www.foek.hu/korkep/vizgaz/3-4-3-d-.html](http://www.foek.hu/korkep/vizgaz/3-4-3-d-.html)
- [3.7] COMPLEX CD-jogtár (2001.), 4/1984 [II.7] OVH-rendelet
- [3.8] COMPLEX CD-jogtár (2001.), 203/2001 [X.26.] Kormányrendelet
- [3.9] ÖLLÖS, G. (1992.): Szennyvíztisztítás, kézirat, Budapest, BME
- [3.10] RÉTI, L. (2001.): A III. szennyvíztisztítási fokozat helye, szerepe, indokoltsága a hazai és európai uniós szennyvíztisztítási elvárásokban, MHT XIX. Országos Vándorgyűlés, 2001-. VII. 4-5., Gyula
- [3.11] SZABÓ, I. M. (1986.): Az általános talajtan mikrobiológiai alapjai, Mezőgazdasági kiadó, Budapest
- [3.12] SZABÓ, I. M. (1989.): A bioszféra mikrobiológiája, Akadémiai Kiadó, Budapest
- [3.13] [HTTP://www.natsystem.com/~natsystems/](http://www.natsystem.com/~natsystems/)
- [3.14] WOLFRAM, E. (1997.): Kolloidika, kézirat, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- [3.15] [HTTP://www.c3.hu/~softech/komposzt.html](http://www.c3.hu/~softech/komposzt.html)
- [3.16] JUHÁSZ, J. (1976.): Hidrogeológia, Akadémiai Kiadó, Budapest
- [3.17] FETTER, C. W. (1995.): Applied hidrogeology, University of Wisconsin, Oshkosh
- [3.18] BRASSINGTON, R. (1992.): Field Hidrogeology, Open University Press & Halsted Press New York - Toronto
-
- [4.1] REED, S.C., CRITES, R.W., MIDDLEBROOKS, E.J., (1995.) Natural Systems for Waste Management and Treatment, McGraw-Hill, Inc., New York, pp. 423.
- [4.2] [HTTP://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm](http://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm)
- [4.3] [HTTP://www.natsystem.com/~natsystems/](http://www.natsystem.com/~natsystems/)
- [4.4] MÁRCZIS, M. (szerk) (2001): A tisztuló víz világa, Göncöl Szövetség
- [4.5] [HTTP://gissserver1.date.hu/tamas/szennyvizjegyzet](http://gissserver1.date.hu/tamas/szennyvizjegyzet)

- [4.6] MÉSZÁROS, P. (1990.): A környezetberát szennyvíztisztítás lehetőségei
- [4.7] ILLÉS, I. (1993.): A települési szennyvizek kezelése, Budapest
- [4.8] LIU, D. H. F., LIPTÁK, B. G. (2000.): Wastewater Treatment, Lewis Publishers
- [4.9] ÖLLÓS, G. (1992.): Szennyvíztisztítás, kézirat, Budapest, BME
- [4.10] WOLFRAM, E. (1997.): Kolloidika, kézirat, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- [4.11] COONEY, D. O. (1999.): Adsorption design for wastewater treatment, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp.190
- [4.12] NÉMETH, N. (2000.): Vizes területek (wetland-ek) szerepe a vízminőség-védelemben, Hidrológiai tájékoztató
- [4.13] [HTTP://pasture.ecn.purdue.edu/~edapos/septics/septic/](http://pasture.ecn.purdue.edu/~edapos/septics/septic/)
- [4.14] GAMPÉL, T. (2000.): A gyökértéri nádas szennyvíztisztítók hazai üzemeltetési tapasztalatai, MHT XVIII. Országos Vándorgyűlés, Veszprém, 2000. VII. 5-6.
-
- [5.1] URANIA NÖVÉNYVILÁG (1976.): Magasabbrendű növények II. Gondolat Kiadó, Budapest
- [5.2] NÉMETH, N. (2000.): Vizes területek (wetland-ek) szerepe a vízminőség-védelemben, Hidrológiai tájékoztató
- [5.3] [HTTP://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm](http://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm)
- [5.4] [HTTP://www.natsystem.com/~natsystems/](http://www.natsystem.com/~natsystems/)
- [5.5] [HTTP://gisserver1.date.hu/tamas/szennyvizjegyzet](http://gisserver1.date.hu/tamas/szennyvizjegyzet)
- [5.6] GAMPÉL, T. (2000.): A gyökértéri nádas szennyvíztisztítók hazai üzemeltetési tapasztalatai, MHT XVIII. Országos Vándorgyűlés, Veszprém, 2000. VII. 5-6.
- [5.7] LIU, D. H. F., LIPTÁK, B. G. (2000.): Wastewater Treatment, Lewis Publishers
- [5.8] DESIGN MANUAL (1991.) - Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [5.9] MANUAL (1998.) - Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [5.10] [HTTP://pasture.ecn.purdue.edu/~edapos/septics/septic/](http://pasture.ecn.purdue.edu/~edapos/septics/septic/)
- [5.11] SZENDREI, G. (1998): Talajtan, ELTE Egyetemi Kiadó, Budapest
- [5.12] SZENDREI, G. (2000): Talaj-mikromorfológia, ELTE Egyetemi Kiadó, Budapest
- [5.13] STEFANOVITS, P. (1999.) Talajtan
- [5.14] FETTER, C. W. (1995.): Applied hidrogeology, University of Wisconsin, Oshkosh
- [5.15] BRASSINGTON, R. (1992.): Field Hidrogeology, Open University Press & Halsted Press New York - Toronto
- [5.16] JUHÁSZ, J. (1976.): Hidrogeológia, Akadémiai Kiadó, Budapest
- [5.17] SZABÓ, I. M. (1989.): A bioszféra mikrobiológiája, Akadémiai Kiadó, Budapest
- [5.18] SZABÓ, I. M. (1986.): Az általános talajtan mikrobiológiai alapjai, Mezőgazdasági kiadó, Budapest
- [5.19] RÉTI, L. (2001.): A III. szennyvíztisztítási fokozat helye, szerepe, indokoltsága a hazai és európai uniós szennyvíztisztítási elvárásokban, MHT XIX. Országos Vándorgyűlés, 2001-. VII. 4-5., Gyula
- [5.20] YARIV, S., CROSS, H. (1979.): Geochemistry of Colloid Systems, Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York
- [5.21] KISS ISTVÁN (1997.) Toxikológia, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém
- [5.22] NÉHAI KÖRÖS, E., VARGA, M (2001-2002): Bioszervetlen kémia, speciálkollégium, ELTE
-
- [6.1] [HTTP://www.terkepcentrum.hu/index.asp?go=mapeu&rid=0&lx=0&ly=0&nz=2.50&z=500.0&cx=16,875596&cy=47,102566](http://www.terkepcentrum.hu/index.asp?go=mapeu&rid=0&lx=0&ly=0&nz=2.50&z=500.0&cx=16,875596&cy=47,102566)
- [6.2] [HTTP://www.terkepcentrum.hu/index.asp?go=map&pid=0&mid=18&tid=4640&lid=0&rid=0&sx=520&sy=520&zoom](http://www.terkepcentrum.hu/index.asp?go=map&pid=0&mid=18&tid=4640&lid=0&rid=0&sx=520&sy=520&zoom)
- [6.3] TAUSZNÉ, V. E. (2001., Kámi Polgármesteri Hivatal), szóbeli közlés
- [6.4] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2002.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi zárójelentés
- [6.5] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - I. félév

- [6.6] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - II. félév
- [6.7] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - III. félév
- [6.8] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - IV. félév
- [6.9] **GAMPEL, T. (2002., Vivendi Water Kft.)** szóbeli közlés
- [6.10] **KARÁTSZON, D. (főszerk) (1997.)** Pannon Enciklopédia, Kertek 2000.
- [6.11] **SZENDREI, G. (1998):** Talajtan, ELTE Egyetemi Kiadó, Budapest
- [6.12] **STEFANOVITS, P. (1999.)** Talajtan
- [6.13] **TÁJÉKOZTATÓ A KÁMI SZENNYVÍZCSATORNA-HÁLÓZAT ÉS TISZTÍTÓTELEP ÉPÍTÉSÉRŐL (2000.),** Kám Község Önkormányzata

- [7.1] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2002.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi zárójelentés
- [7.2] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - I. félév
- [7.3] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - II. félév
- [7.4] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - III. félév
- [7.5] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - IV. félév
- [7.6] **PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** Szennyvíztisztító telep részletes helyszínrajza
- [7.7] **PÁRTOSI, FNÉ (1997.)** Előülepipítő medence terve
- [7.8] **PÁRTOSI, FNÉ (1997.)** Elosztó műtárgyak tervei
- [7.9] **PÁRTOSI, FNÉ (1997.)** Metszetrajzok
- [7.10] **PÁRTOSI, FNÉ (1997.)** Gyökérteres medence terve
- [7.11] **PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** Ellenőrző akna terve
- [7.12] **LIU, D. H. F., LIPTÁK, B. G. (2000.):** Wastewater Treatment, Lewis Publishers
DESIGN MANUAL (1991.) - Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal
- [7.13] Wastewater Treatment, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [7.14] **MANUAL (1998.)** - Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [7.15] **GAMPEL, T. (2002., Vivendi Water Kft.)** szóbeli közlés
- [7.16] **PÁRTOSI, FNÉ (2001., Hidroterv Bt.)** szóbeli közlés
- [7.17] [HTTP://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm](http://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm)
- [7.18] [HTTP://gisserver1.date.hu/tamas/szenyvizjegyzet](http://gisserver1.date.hu/tamas/szenyvizjegyzet)

- [8.1] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2002.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi zárójelentés
- [8.2] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - I. félév
- [8.3] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - II. félév
- [8.4] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - III. félév
- [8.5] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - IV. félév
- [8.6] **GAMPEL, T. (2002., Vivendi Water Kft.)** szóbeli közlés
- [8.7] **Gampel, T. (2000.):** A gyökértéri nádas szennyvíztisztítók hazai üzemeltetési tapasztalatai, MHT XVIII. Országos Vándorgyűlés, Veszprém, 2000. VII. 5-6.

-
- [9.1] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2002.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi zárójelentés
- [9.2] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - I. félév
- [9.3] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - II. félév
- [9.4] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - III. félév
- [9.5] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - IV. félév
- [9.6] ÖLLÖS, G. (1992.): Szennyvíztisztítás, kézirat, Budapest, BME
- [9.7] ILLÉS, I. (1993.): A települési szennyvizek kezelése, Budapest
- [9.8] DESIGN MANUAL (1991.) - Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [9.9] MANUAL (1998.) - Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [9.10] BRAHA, A. (1988.): Bioverfahren in der Abwassertechnik, Udo Pfrimer Buchverlag in der Bauverlag GmbH, Berlin
- [9.11] BUCKSTEEG, K. ET AL (1987.): Pflanzenkläranlagen, Udo Pfrimer Buchverlag in der Bauverlag GmbH, Berlin
- [9.12] [HTTP://gisserver1.date.hu/tamas/szenyvizjegyzet](http://gisserver1.date.hu/tamas/szenyvizjegyzet)
- [9.13] [HTTP://www.natsystem.com/~natsystems/](http://www.natsystem.com/~natsystems/)
- [9.14] GAZDAG, I. (2000.): A hazai szennyvízelvezetés és -tisztítás helyzete az EU-elvárások tükrében, Falu-Város-Régió 10. szám, 2000.
- [9.15] [HTTP://www.ktm.hu/jogsz/kv/0400601.htm](http://www.ktm.hu/jogsz/kv/0400601.htm)
- [9.16] GAMPÉL, T. (2000.): A gyökértéri nádas szennyvíztisztítók hazai üzemeltetési tapasztalatai, MHT XVIII. Országos Vándorgyűlés, Veszprém, 2000. VII. 5-6.
- [9.17] NÉMETH, N. (2000.): Vizes területek (wetland-ek) szerepe a vízminőség-védelemben, Hidrológiai tájékoztató
-
- [10.1] [HTTP://gisserver1.date.hu/tamas/szenyvizjegyzet](http://gisserver1.date.hu/tamas/szenyvizjegyzet)
- [10.2] [HTTP://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm](http://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm)
- [10.3] [HTTP://www.natsystem.com/~natsystems/](http://www.natsystem.com/~natsystems/)
- [10.4] LIU, D. H. F., LIPTÁK, B. G. (2000.): Wastewater Treatment, Lewis Publishers
- [10.5] DESIGN MANUAL (1991.) - Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [10.6] MANUAL (1998.) - Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [10.7] BRAHA, A. (1988.): Bioverfahren in der Abwassertechnik, Udo Pfrimer Buchverlag in der Bauverlag GmbH, Berlin
- [10.8] BUCKSTEEG, K. ET AL (1987.): Pflanzenkläranlagen, Udo Pfrimer Buchverlag in der Bauverlag GmbH, Berlin
- [10.9] MÜLLER, V. (2000.) Betriebssicherheit von Pflanzenkläranlagen, Wasserwirtschaft-Wassertechnik, Vol. 50, No. 5.
- [10.10] LÖFFLER, H. (2000.) Betrieb von Pflanzenkläranlagen, Wasserwirtschaft-Wassertechnik, Vol. 50, No. 4.
-
- [11.1] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2002.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi zárójelentés
- [11.2] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - I. félév
- [11.3] GAMPÉL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2000.) : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - II. félév

- félév
- [11.4] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - III. félév
- [11.5] **GAMPEL, T., PÁRTOSI, FNÉ (2001.)** : Kám - gyökértéri szennyvíztisztító - próbaüzemi jelentés - IV. félév
- [11.6] **FETTER, C. W. (1995.)**: Applied hidrogeology, University of Wisconsin, Oshkosh
- [11.7] **BRASSINGTON, R. (1992.)**: Field Hidrogeology, Open University Press & Halsted Press New York - Toronto
- [11.8] **JUHÁSZ, J. (1976.)**: Hidrogeológia, Akadémiai Kiadó, Budapest
- [11.9] **SZENDREI, G. (1998)**: Talajtan, ELTE Egyetemi Kiadó, Budapest
- [11.10] **SZENDREI, G. (2000)**: Talaj-mikromorfológia, ELTE Egyetemi Kiadó, Budapest
- [11.11] **STEFANOVITS, P. (1999.)** Talajtan
- [11.12] **BUZÁS, I. (szerk) (1993.)** Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv, INDA 4231 Kiadó, Budapest
- [11.13] **FEKETE, JNÉ, BIRKÓ, SNÉ (1999.)**: Természettudományos vizsgálatok, KÖM, Budapest
- [11.14] **MNÉ DR. SZÓNYI, J. (2002., Alkalmazott Földtan Tanszék)** szóbeli közlés
- [11.15] **RÉTI, L. (2001.)**: A III. szennyvíztisztítási fokozat helye, szerepe, indokoltsága a hazai és európai uniós szennyvíztisztítási elvárásokban, MHT XIX. Országos Vándorgyűlés, 2001-. VII. 4-5., Gyula
- [11.16] [HTTP://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm](http://www.vcst.bme.hu/oneletrajzok/szaboanita-onel.htm)
- [11.17] [HTTP://gisserver1.date.hu/tamas/szennyvizjegyzet](http://gisserver1.date.hu/tamas/szennyvizjegyzet)
- [11.18] [HTTP://www.natsystem.com/~natsystems/](http://www.natsystem.com/~natsystems/)
- [11.19] **DESIGN MANUAL (1991.)** - Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [11.20] **MANUAL (1998.)** - Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati
- [11.21] **LIU, D. H. F., LIPTÁK, B. G. (2000.)**: Wastewater Treatment, Lewis Publishers
- [11.22] **ÖLLÖS, G. (1992.)**: Szennyvíztisztítás, kézirat, Budapest, BME
- [11.23] **ILLÉS, I. (1993.)**: A települési szennyvizek kezelése, Budapest
- [11.24] **RÉTI, L. (1999.)**: A biológiai foszforletávolítás hatásfokának vizsgálata Békés város szennyvíztisztító telepének többéves üzemelési tapasztalatai alapján, MHT XVII. országos Vándorgyűlés, 1999, Miskolc
- [11.25] **URUGLU, A. ET AL (1998.)**: Phosphorus removal by fly ash, Environmentel International, Vol. 24. No. 8.
- [11.26] **BATTISTONI, P. ET AL (1999.)**: Struvite cristallization: A feasible and reliable way to fix phosphorus in anaerobic supernatants, Water Research, Vol. 34. No. 11., 2000.
- [11.27] **KANEKO, S. ET AL (1988.)** : Phosphorus removal by cristallization using a granular activated magnesita clinker, J. Water Poll. Contr. Fed, No. 60.
- [11.28] **JOKO, I. (1984.)** Phosphorus removal from wastewater by the cristallization method, Water Sci. Tech. No. 17.
- [11.29] **DIRKZVAGER, A. H. ET AL (1991.)**: Full-scale exxperiences with prosphate cristallization in a cristalactor, Water Sci. Tech. No. 23.
- [11.30] **BRAAKENSIEK, H. ET AL. (1985.)**: Phosphate removal by cristallization in a fluidized bed, Wat. Sci. Tech. No. 17.
- [11.31] **BROOKS, S. A. (2000.)** Phosphorus removal by wolastonite: A constructed wetland substrate, Ecol. Eng, No. 15.
- [11.32] **PÁLFI, Á. (1999.)** Ipari szennyvizek foszfátmentesítése oltókristályos kicsapással, OMIKK - Környezetvédelem, 1999/15-16
- [11.33] **MAYER, T. D. ET AL (1999.)**: Phosphorus sorption during iron(II) oxidation in the presence of disolved silica, Water Research, Vol. 34. No. 16., 2000.
- [11.34] **BOWMAN, S. R. ET AL. (2000.)**: Sorption of ionizable organic solutes by surfactant-modified zeolite, Environmentel Science and Technology, Vol. 34, No. 17., 2000.
- [11.35] **JUHÁSZ, Á. (1987.)**: Évmilliók emlékei, Gondolat, Budapest
- [11.36] **KARÁTSÓN, D. (1997.)** Pannon Enciklopédia, Kertek 2000.
- [11.37] **GYALOG, L (szerk) (1996.)** A földtani egységek jelkulcsa és a rétegtani egységek rövid leírása, MÁFI,

- Budapest
- [11.38] BREUER, L. (2002., Göncöl Szövetség), szóbeli közlés
- [11.39] GAMPEL, T. (2002., Vivendi Water Kft.) szóbeli közlés
- [11.40] MINDSZENTY, A. (2002., Alkalmazott Földtan Tanszék) szóbeli közlés
- [11.41] FÜLÖP, J. (1990.) Magyarország geológiája - Paleozoikum I., MÁFI, Budapest
- [11.42] MINDSZENTY, A. (1995.): Szilárd ásnányi nyersanyagok I (bauxitföldtan), oktatási segédanyag
- [11.43] SZAKMÁNY, GY. (2001.) Mikromineralógia, kézirat
- [11.44] KOCH, S. (1967.): Ásványtan I-II., 5. kiadás, Nemzeti Tankönyvkiadó Rt, 1994.
- [11.45] CROSS, H., YARIV, S. (1979.) Geochemistry of Colloid Systems, Springer-Verlag Heidelberg-New York
- [11.47] BOGNÁR, L. (1995.) Ásványnevtár, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest
- [11.48] WOLFRAM, E. (1997.): Kolloidika, kézirat, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- [11.49] KISS, L. (1997.). Bevezetés az elektrokémiába, Nemzeti Tankönyvkiadó Rt.
- [11.50] BURGER, K. (1973.) Analitikai kémia, Medicina Könyvkiadó, Budapest
- [11.51] ATKINS, P. W. (1990.) Fizikai kémia I-III., Nemzeti Tankönyvkiadó Rt, 1998.
- [11.52] BARKÁCS, K. ET AL (1994.): Alkalmazott kémiai laboratóriumi gyakorlatok kémia tanárszakos hallgatók részére, ELTE, Budapest
- [11.53] BARKÁCS, K. (2002., Kémiai Technológia Tanszék) szóbeli közlés
- [11.54] ÓVÁRI, M. (2002., Kémiai Technológia Tanszék) szóbeli közlés
- [11.55] MSZ 260/20-80. szabvány
- [11.56] LOVAS, GY. (2002., Ásványtan Tanszék), szóbeli közlés
- [11.57] WEISZBURG, T. (2002., Ásványtan Tanszék), szóbeli közlés
- [11.58] NAGY, BNÉ (1997): Műszeres analitikai módszerek és alkalmazásuk a geológiai anyagvizsgálatban, kézirat, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- [11.59] VÉRTES A. (1994.) Magkémia I., kézirat, Nemzeti Tankönyvkiadó,
-
- [12.1] WOLFRAM, E. (1997.): Kolloidika, kézirat, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- [12.2] COONEY, D. O. (1999.): Adsorption design for wastewater treatment, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp.190
- [12.3] ATKINS, P. W. (1990.) Fizikai kémia I-III., Nemzeti Tankönyvkiadó Rt, 1998.
- [12.4] KISS, L. (1997.). Bevezetés az elektrokémiába, Nemzeti Tankönyvkiadó Rt
- [12.5] CROSS, H., YARIV, S. (1979.) Geochemistry of Colloid Systems, Springer-Verlag Heidelberg-New York
- [12.6] LOVAS, GY. (2002., Ásványtan Tanszék), szóbeli közlés

16., TARTALOMJEGYZÉK

Bevezetés

1., Felhasznált alapfogalmak, jelölések, rövidítések	4.
2., A magyarországi vízellátottság, csatornázottság állapota és a távlati célok; a Magyarországon jelenleg érvényes határértékek	8.
2.1., Vízellátottság és csatornázás alakulása Magyarországon 1999-ig; összehasonlítás egyéb európai példákkal	8.
2.2., Kistélepülések vízellátottsága és csatornázottsága	11.
2.3., A közműháló és az ezzel kapcsolatos problémák	12.
2.4., Jövőbeni fejlesztések: az EU elvárásai Magyarországgal szemben	13.

2.5., A Magyarországon jelenleg érvényes határértékek	16.
3., Általános szennyvízkezelés	19.
3.1., A szennyvíz; a szennyvizek csoportosítása és általános összetétele	19.
3.2., A szennyvízkezelés általános lépései	21.
3.3., Szennyvízkezelési módok I.: egyéni és kommunális	24.
3.4., Szennyvízkezelési módok II.: természetközeli és nem-természetközeli módszerek	26.
3.5., Kistelepülések kommunális szennyvízkezelése - lehetséges és megvalósult eljárások	28.
4., Természetközeli szennyvíztisztítási módok	30.
4.1., A természetközeli tisztítási rendszerek felosztása	30.
4.2., A természetközeli tisztítás történeti áttekintése	32.
4.3., Az előtisztítás fontossága	32.
4.4., A gyökértéri tisztítás vázlatos áttekintése	35.
5., A gyökértéri tisztítás általános áttekintése	37.
5.1., A nádágy növényzete	37.
5.2., A nádágy talajának szerepe és jellemzői	38.
5.3., Nitrogéntartalmú vegyületek változásai	41.
5.4., Foszfortartalmú vegyületek változásai	45.
5.5., Kéntartalmú vegyületek változásai - a szaghatás	47.
5.6., Egyéb vegyületek - szénhidrátok, zsírok, lipidek - degradációs folyamatai	49.
5.7., Peszticidek, toxikus fémek	50.
6., Avizsgált terület általános bemutatása	54.
6.1., Kám település földrajzi elhelyezkedése, népessége, ipara	54.
6.2., A szennyvízkezelésben beállt változás - a gyökértéri tisztító létesítése	55.
6.3., A szennyvízkezelésben beállt változás - a gyökértéri tisztító létesítése	56.
7., A tisztítótelep részletes jellemzése	58.
7.1., Az alkalmazott technológia általános bemutatása	58.
7.2., Az előülepítő műtárgy	59.
7.3., Az elosztó műtárgyak	60.
7.4., A nádágak részletes jellemzése	62.
7.5., Szigetelés	64.
7.6., Dolomitprizmák és szennyvízbeáramoltatás módja	65.
7.7., Levegőztető árok és Az utóülepítő tó	67.
7.8., A befogadó és jellemzői	68.
8., A tisztítótelep működtetése során elvégzett módosítások - egyéb változások	70.
9., vízminőségi vizsgálatok	72.
9.1., Vízkémiai mérések	72.
9.2., Mérési időpontok	73.
9.3., A mérési eredmények	75.
9.3.1., Az előülepítő jellemző kémiai paraméterei	75.
9.3.2., A nádágak jellemző kémiai paraméterei	84.
9.3.3., Az utóülepítő tó	92.
9.3.4., A befogadóban okozott kémiai változások	100.
10., A vízminőségi vizsgálatok értékelése	102.
10.1., Az előülepítő jellemző kémiai paramétereinek értékelése	102.
10.2., A nádágak jellemző kémiai paramétereinek értékelése	105.
11., Foszfátmentesítés és talajtani vizsgálatok	108.
11.1., Talajtani vizsgálatok	108.
11.1.1., A talajtani vizsgálatok szükségessége	109.
11.1.2., Laboratóriumi vizsgálatok	109.
11.1.3., A mérés elvi háttere	110.
11.1.4., A vizsgálat menete	111.
11.1.5., Az észlelt eredmények	112.
11.2., A foszfátmentesítés	112.

11.2., A foszfátmentesítés szükségessége	113.
11.2.1., A természetközeli eljárásokban alkalmazható foszfátmentesítési módok irodalmi áttekintése és értékelése	114.
11.2.2., Laboratóriumi vizsgálatok	118.
11.2.3., A vizsgálatok elvi háttere	118.
11.2.4., A vizsgálat menete	121.
11.2.5., Az észlelt eredmények	126.
12., Foszfátmentesítés és talajtani vizsgálatok értelmezése	146.
12.1., A talaj szivárgási együtthatójának minősítése	146.
12.2., A foszfátmentesítés minősítése	146.
13., Összefoglalás	154.
14., Köszönetnyilvánítás	155.
15., Felhasznált irodalmak jegyzéke	157.