

SZENT ISTVÁN EGYETEM

**Ivóvízkutak nitrátszennyeződése a
Nyárád vízgyűjtőjében**

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

HAJDU ZOLTÁN

Témavezető: Dr. Fülekgy György

GÖDÖLLŐ

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudomány

vezetője: Dr Heltai György
mb. iskolavezető, tanszékvezető egyetemi tanár, DSc
Szent István Egyetem, Gödöllő

Témavezető: Dr. Fülekgy György
intézetigazgató, egyetemi tanár, CSc.
Szent István Egyetem, Gödöllő

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS.....	7
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	9
2.1. A talaj és a vizek nitrátszennyezésének eredete.....	9
2.1.1. Intenzív mezőgazdaság, növekvő műtrágyahasználat.....	9
2.1.2. Mezőgazdasági és kommunális eredetű nitrátszennyezés.....	10
2.2. A nitrátszennyezés kutatásában elért eredmények a világ különböző országában	12
2.2.1. Kutatások Szlovéniában.....	13
2.2.2. Kutatások Törökországban Eskisehir város és Trója környezetében.....	13
2.2.3. Mexikóban, a Yukatan félszigeten végzett kutatások eredményei.....	14
2.2.4. A talajvíz nitrátszennyeződése a trópusi zónában.....	15
2.2.5. Iránban végzett kutatások.....	16
2.2.6. Kutatások Kínában.....	17
2.2.7. Felmérések Nepálban.....	18
2.2.8. Felmérések Chilében.....	19
2.3. EUs irányelvek a nitrátszennyezés csökkentése érdekében	19
2.4. A Nitrát Irányelv bevezetése és alkalmazásának korlátai.....	22
2.5. Nitrogén mérleg Európában.....	23
2.6. Nitrát mozgása a talajban.....	24
2.7. A talaj tulajdonságai és a hidrológiai adottságok hatása a talajvíz nitráttartalmára.....	27
2.8. A talajvíz nitrátszennyezettségét befolyásoló morfológiai viszonyok egy meghatározott terület esetében.....	29
2.9. A felszíni vizek és a talajvíz nitrátszennyezettsége közötti kapcsolat.....	30
2.10. A folyómeder geológiai összetételének hatása a víz nitrátkoncentrációjára.....	32
2.11. A területhasználat és a talajvíz nitrátszennyezettsége közötti kapcsolat	32
2.12. Nitrátszennyezés vizsgálata a folyók vízgyűjtő területén.....	33
2.13. A nitrát kimosódási folyamatok modellezése.....	35
2.14. Ivóvízkutak nitrát szennyezése.....	36
2.15. A nitrátszennyezés közegészségügyi vonatkozásai.....	38
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	41
3.1. A vizsgálati terület bemutatása.....	41
3.1.1. A vizsgálati terület elhelyezkedése.....	41
3.1.2. A vizsgálati terület földtani története.....	41

3.1.3. Morfológiai és hidrológiai jellemzés.....	44
3.1.4. A terület klímája.....	49
3.1.5. A terület talajtani jellemzése.....	49
3.1.6. Lakosság és területhasználat.....	50
3.1.6.1. A Dorman patak völgyében, a kiválasztott mintaterületen elhelyezkedő települések jellemzése.....	52.
3.1.6.2. Gazdálkodás és területhasználat a Dorman patak völgyében.....	53
3.2. A vizsgált települések kiválasztása.....	53
3.3. A mintavételi pontok kiválasztása.....	54
3.4. Vízmintavétel, a vízminták elemzése.....	55
3.5. Talajmintavételezés.....	55
3.6. Piezometrikus szint mérése.....	55
3.7. Alkalmazott geofizikai módszer.....	56
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELEÉSÜK.....	59
4.1. A nitrátszennyezés eloszlása a Nyárád vízgyűjtő területén, előzetes vizsgálatok.....	59
4.2. Részletes vizsgálatok a vízgyűjtő területen.....	61
4.2.1. Vizsgálatok az Alsó Nyárádmentén.....	62
4.2.2. Vizsgálatok a Közép Nyárádmentén.....	67
4.2.3. Vizsgálatok a Felső Nyárádmentén.....	72
4.3. A földrajzi, hidrológiai és területhasználati tényezők hatásának vizsgálata az ivóvízkutak nitrát-szennyezettségére a Nyomát patak vízgyűjtőjében található kutakban.....	75
4.4. A geomorfológiai, hidromorfológiai, hidrológiai és területhasználati tényezők befolyása a kutak vizének nitrátszennyezettségére Dorman patak vízgyűjtő területén.....	77
4.4.1. Potenciális nitrátszennyező források	77
4.4.2. Az ivóvízkutak nitrátszenyezettségének felmérése Nagy és Kisadorjánban.....	78
4.4.3. A talajszerkezet és az ivóvízkutak nitrátszennyezettsége közötti kapcsolatok vizsgálata.....	82
4.4.4.. Geofizikai-hidrogeológiai vizsgálatok értékelése.....	90
4.4.5. Az ivóvízkutak nitrátszennyeződésének vizsgálata a hidrológiai és klimatikus tényezők függvényében.....	93
4.4.5.1. A csapadék hatása a kutakban található víz mennyiségére.....	93
4.4.5.2. Az ivóvízkutak nitrátszennyeződésének szezonális változásának vizsgálata	97

4.4.6. A területhasználat és a geomorfológiai és hidromorfológiai tényezők összevetéséből levonható következtetések.....	99
4.4.7. Következtetések a Dorman patak völgyében végzett vizsgálatok alapján.....	102
4.5. Felszíni vizek nitrátszennyezettsége a mellékpatakok völgyében.....	103
4.6. Új tudományos eredmények.....	104
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	105
5.1. Következtetések	105
5.2. Javaslatok.....	106
6. ÖSSZEFOGLALÁS.....	107
6. SUMMARY.....	111
.MELLÉKLETEK.....	115
M1. IRODALOM JEGYZÉK.....	115
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	127

1. BEVEZETÉS

A felszín alatti vizek nitráttal történő szennyeződését az utóbbi időben minden kontinensen tanulmányozták és számos tanulmány, tudományos kutatás foglalkozik ezzel az ivóvízkészletek csökkenésével egyidejűleg egyre aktuálisabbá váló témával. A mezőgazdaságban, az utóbbi évtizedekben, a hozamok növelése érdekében világszerte egyre nagyobb mennyiségű nitrogén tartalmú műtrágyát használtak fel, az állatállomány növekedésével együtt növekedett a szerves trágya mennyisége, ugyanakkor a népesség növekedésével növekedett a kommunális szennyvizek által okozott nitrátszennyeződés lehetősége. A vízkészletek világszerte tapasztalható csökkenésével párhuzamosan a tudományos kutatások kimutatták a felszín alatti vizek nitráttal történő szennyeződésének egyre nagyobb veszélyét.

A felszín alatti vizek nitráttal történő szennyeződése különösen veszélyes azokon a vidéki területeken, ahol a lakosság az ivóvizet a talajvízbe vagy a sekély rétegvizekbe fúrt ivóvízkutakból nyeri. Ezeken a területeken a vizek nitráttartalmának növekedése által okozott ökológiai kockázat mellett a lakosság egészségi kockázata is számottevő. Ezen a téren jelentős kutatásokat végeztek az Egyesült Államokban (Cole, 2006), ahol kutatták a mezőgazdasági és a kommunális szennyezés hatását. Magyarországon kutatták (Kerényi, et al., 1995) a diffúz és a pontszerű szennyezőforrások hatását a talajvíz nitrátszennyezésének eloszlására egy település területén. A rétegvizeknek és a talajvíznek az ivóvízellátásban jelentős szerepe van.

A talajvíz és a rétegvizek nitráttal történő szennyezését tanulmányozták úgy mikro szinten, az egyes farmok nitrátmérlegét vizsgálva (Wossink G.A.A., 2000), mint makro szinten, egyes régiók (Ozcan, et al, 2005), vagy vízgyűjtő területek (Führer G.J. et al., 2004). esetében. A folyamatok modellezése során igyekeztek a folyamatokat minél hűebben követő modelleket készíteni és a nitrátszennyezés növekedésének várható mértékét, illetve a létező nitrátszennyezés csökkenését előrejelezni. A talajvíz nitrátszennyeződését befolyásoló bonyolult vegyi, biokémiai, biológiai, hidrológiai folyamatok miatt, amelyek nagymértékben függenek a talajtani, geológiai, hidrogeológia, topográfiai, metrológiai viszonyoktól, nagyon nehéz makro szinten egységes modellt készíteni, és úgy tűnik, hogy a legtöbb területi egységet, vízgyűjtőt külön-külön kell tanulmányozni ahhoz, hogy megérthessük az ott zajló folyamatokat.

Az EU a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezésének csökkentése érdekében bevezette a Nitrát Irányelvet, amely szabályozza az egységnyi területre szerves trágyával bevihető nitrogén mennyiségét, 170 kg/ha-ban, ugyanakkor a Helyes Mezőgazdasági Gyakorlatok bevezetése révén csökkenteni szándékozott a felszíni, illetve felszín alatti vizekbe jutó nitrát mennyiségét. Az EU Nitrát Irányelvet az EU tagállamai, így Magyarország és Románia is bevették a nemzeti törvénykezési rendszerbe.

A Kárpát- medencének a Nyugati valamint a Keleti Kárpátok közé eső részén, amelyet az Erdélyi mezőség, valamint Küküllők menti dombság dominál, nem léteznek jelentős mennyiségben mélyebb rétegvizek, így ezen a területen a lakosság az ivóvizet vagy a felszíni vizekből, vagy a talajvízből, illetve a sekély rétegvizekből nyeri. A vidéki lakosság, amely a lakosság nagyrésztét kiteszi, az ivóvizet nagyrésztben az egyéni ivóvízkutakból nyeri, ezért nagyon fontos tanulmányozni az egyéni ivóvízkutakban a víz minőségét.

Doktori értekezésemben a Nyárádmentének nevezett tájegységben, amely Erdély egyik legsűrűbben lakott tájegysége, vizsgáltam meg az ivóvízkutak nitrát-szennyezettségének eloszlását, az okokat amelyek a nitrát-szennyeződéshez vezettek, valamint a nitrát-szennyezéssel kapcsolatos folyamatokat a tájegység (a Nyárád vízgyűjtőjének) területén. Eredményeimet azért tartom fontosnak, mivel a lakosság ezen a területen csaknem kizárólag az egyéni ivóvízkutakból nyeri az ivóvizet, és még hosszú ideig ez az állapot fog fennállni. Kutatásaim azért is jelentősek, mivel a Kárpát-medence fentebb említett részén nem folytak eddig rendszeres kutatások a talajvíz nitrátszennyezésével kapcsolatban, például a hatóságok a nitrátérzékeny területek kijelölésénél nem támaszkodhattak alapos tanulmányokra, így a nitrátérzékeny területeknek csupán azokat a településeket jelölték ki, amelyek területén állattartó farmok léteztek, és feltételezhető volt a nitrátszennyezés veszélye. Így pl. Maros megyében, annak ellenére, hogy számos településen közismert a kutak vizének nitrátszennyezettsége, csupán 5 községet jelöltek ki nitrátérzékeny területnek. Mivel a Nyárád folyó a Kárpát -medence jellegzetes folyója, ezért az itt elért eredmények más folyók vízgyűjtő területén zajló folyamatok megértéséhez is mérvadóak lehetnek.

Célkitűzések

- A nitrátkoncentráció szisztematikus felmérése a Nyárád folyó vízgyűjtő területén levő települések kútjaiban
- A kutak vizének nitrátkoncentrációja és a pontszerű, valamint a diffúz szennyezőforrások közötti összefüggések vizsgálata
- A kutak vizének nitrátszennyezettsége és a geomorfológiai, hidromorfológiai, hidrológiai és a területhasználati tényezők közötti összefüggések vizsgálata egy mintaterületen

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A talaj és a vizek nitrátszennyezésének eredete

2.1.1. Intenzív mezőgazdaság, növekvő műtrágyahasználat

A jelenleg élő kb. 6 milliárd ember évente kb. 25 millió t proteint fogyaszt, amelynek előállítása nagy mennyiségű nitrogént igényel. Ezért jelenleg, az emberiség évente 160 millió t nitrogént rögzít a légkörből, ennek legnagyobb részét, 98 millió tonnát a Haber-Bosch folyamat révén. Ennek a nagy mennyiségű rögzített nitrogénnek egy része, bekerülve a folyókba, tavakba, talajvízbe jelentősen megnövelte a vízi ökológiai rendszerek terhelését. A nitrogén műtrágyák használata jelentős gazdasági előnyt jelent a modern mezőgazdasági rendszereknek, de a nitrogénvesztés egyetlen mezőgazdasági rendszerben sem lehet elkerülni. A nitrogénvesztés mellett, hogy gazdasági veszteséget okoz, eutrofizációhoz vezet és egészségügyi kockázatot jelent (Jenkinson D. S., 2001).

Az utóbbi 20 év kutatásai kimutatták, hogy a megfelelő időben és mennyiségben alkalmazott műtrágya esetében (legalábbis a nyugat-európai körülmények között) alig marad hasznosítatlan nitrogén a talajban. A ^{15}N -el jelzett műtrágyával végzett kísérletek kimutatták, hogy ilyen esetben az adagolt műtrágya csupán 1-2%-a marad a talajban nitrát és ammónium formájában a betakarításkor. (Macdonald et al., 1997; Recous and Machet, 1999; Recous et al., 1988a, b). Azonban, ha több nitrogént adagolnak mint amennyit a növények fel tudnak venni, akkor a nitrogénfölösleg a talajban marad. (Chaney, 1990). Egyes növények, pl. a zöldségek, jelentős mennyiségű nitrátot igényelnek a termesztési ciklus elején, amikor a gyökérzetük még nincs kifejlődve. Ilyen esetben jelentős szervesetlen nitrogén mennyiség marad a talajban a betakarításkor (Macdonald et al., 1997). Az ^{15}N -el jelölt műtrágyákkal folytatott kísérletek során azt is kimutatták, hogy az őszele alkalmazott trágyázás sokkal kevésbé hatékony, mint a tavasszal alkalmazott, az előbbi esetben a nitrogén nagy része elvesztődik kimosódás vagy denitrifikáció révén. A jelenlegi helyzetben nagyon nehéz az erősen műtrágyázott szántók, illetve legelők alatt található talajvízben biztosítani az előírt maximum 50 mg/l nitrát (11.3 mg/ l $\text{NO}_3\text{-N}$) koncentrációt (Addiscott et al., 1992; Follett, 1989), ezért jelentős erőforrásokat és pénzüsszegeket fordítottak a kutatásokra ezen a területen. (Canter, 1997)

2.1.2 Mezőgazdasági és kommunális eredetű nitrátszennyezés

A mezőgazdaság és a kommunális szennyvíz hatását a talajvíz minőségére behatóan tanulmányozták az Egyesült Államokban (California, Solano County). A vizsgálatok alapján kimutatták, hogy a magas TDS (total dissolved solids) és nitrát koncentráció értékek az öntözés a vízminőségre gyakorolt hatását jelzik. A talajvíz izotóp összetétele a csapadékból, szivárgásokból, az öntözésből valamint a Sacramento folyóból származó víz jelenlétét bizonyítja. A Sacramento folyó kitűnő minőségű vize (TDS és nitrát -koncentráció 140 mg/l illetve 0.7 mg/l N-re vonatkoztatva) főleg a hegyvidékről származik (DWR, 2006). A vizsgálatok során megvizsgálták a különböző tényezők hatását a talajvízre, a területhasználat és a geokémiai indikátorok függvényében. A kommunális szennyvízforrásból származó stabil nitrogén izotópok (ezenkívül a gyógyszernyomok vagy ritka elemek) addicionális információt nyújtanak a szivárgások talajvízre gyakorolt hatásáról. (Buzek et al., 2006; Seiler, 2005; Verstraeten et al., 2005; Verplanck et al., 2005; Benotti and Brownawell, 2005; Woodhouse, 2003).

A talajvíz sub-regionális változásait a sokrétű geokémiai indikátorok segítségével vizsgálták, beleértve a térbeli változásait a főbb kationoknak és anionoknak, geokémiai modellezés és a vízben lévő stabil izotópok vizsgálata által. A tanulmány bizonyítékokkal szolgál a talajvíz és a benne levő szennyező anyagok mozgásáról a Dixon várostól (Solano County, California) délre elhelyezkedő területeken (Butler II T. W, 2007).

A kommunális szennyvíz hatását a talajvízre és az innen származó ivóvízkutak minőségére behatóan tanulmányozták például a La Pine település (Deschutes County déli része és Klamath County északi része, Oregon állam) körüli vidéki típusú lakott területen. Ezen terület legnagyobb része a Deschutes és a Little Deschutes folyók vízgyűjtő területén helyezkedik el kb. 25 mérföldre délre a Sunriver folyótól. A vizsgált terület lakossága gyorsan növekedett a '60-as évektől kezdődően. A területen található kb. 9300 háztartás a vízellátását egyéni ivóvízkutakból biztosítja, és a szennyvizet szikkasztó aknás vagy szikkasztó alagsóves megoldással kezelik. Az ivóvízkutak legalább 50%-ban a 15 m-nél magasabban elhelyezkedő talajvízből nyerik az ivóvizet (Morgan and others, 2007). A kis mélységben elhelyezkedő talajvíz nagymértékben veszélyeztetett, ha a településszerkezet fejlődése a jelenlegihez hasonló tendenciákat mutat. Másik lehetséges probléma a felszíni vizek minőségének a leromlása (Hinkle, Morgan, and others, 2007). Jelenleg a területen átfolyó két folyóban az átlagosnál nagyobb alga mennyiséget találunk, valószínűleg a talajvízből beszivárgó tápanyagoknak köszönhetően (Anderson, 2000; Jones, 2003).

A La Pine területen a talajvízben található nitrát fő forrása a szikkasztós módszerrel kezelt kommunális szennyvíz (Oregon Department of Environmental Quality, 1994; Hinkle, et al., 2007), és a talajvízben található nitrát koncentrációja növekszik a területen található háztartások számának

növekedésével, mivel a hagyományos szikkasztáson alapuló szennyvízkezelés nem alkalmas a nitrát szennyvízből való eltávolítására. Az első háztartások a területen 1910-ben jelentek meg és a település fejlődése során 2006-ban La Pine néven lett adminisztratív szempontból város. A környezetvédelmi hatóság (Oregon Department of Environmental Quality (ODEQ)) által végzett tanulmányok 1979 és 1982-ben kimutatták az ivóvízkutak nitrátszennyezését (Cole, 2006). Az ODEQ által 1993 és 1995 között végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a talajvízben a lakott területen kívüli területeken is a természetesnél magasabb a nitrátkoncentráció. (Cole, 2006). Ennek ellenére a La Pine területén található talajvíz szennyezettségének a súlyossága csupán 1979-ben vált nyilvánvalóvá, vagyis kb 70 évvel azután, hogy az első háztartások megjelentek a területen. A területen jelenleg a legtöbb ivóvízkútban az a víz található, amely több évtizeddel ezelőtt szivárgott a víztartó rétegbe. Abban az időben nagyon kevés háztartás és szikkasztós szennyvízkezelő rendszer létezett. Jelenleg a nitrátszennyeződés egyre több ivóvízkutat érint, az ODEQ által 2000-ben végzett felmérés szerint, a vizsgált 200 ivóvízkút több mint 10%-ban a nitrát-koncentráció meghaladta a 4 ppm értéket, jelezve a kommunális szennyvíz okozta szennyeződést. Jelenleg a nitrátszennyeződés nagyrésze kb 10m-el a víztartó réteg felett található, így nem minden kút nyeri a vizet az érintett területről. A háztartások számának növekedésével a nitráttal szennyezett rétegek aránya növekedni fog. A speciális figyelőkutakban meghatározták a különböző rétegekben található víz korát a klorofluorokarbon nyomok segítségével. A vizsgálatok azt mutatják, hogy a nitrátfront lefele halad a víztartó réteg fele, így várható, hogy egyre több ivóvízkutat fog érinteni a jövőben. (Hinkle et al. 2007; Morgan et al., 2007). A nitrát kommunális eredetét bizonyítja, hogy a vizsgált területen a mezőgazdasági terület aránya nagyon alacsony (kb. 4% legelő), az egyéb tevékenységek (pl. a terület 0,4%-a golfpálya) nem jelentenek komoly nitrátszennyező forrást. Ezenkívül a ¹⁵N izotóp vizsgálata is azt bizonyítja, hogy a La Pine területén a talajvízben található nitrát a háztartási szennyvízből származik. A nitrát elhelyezkedése is a kommunális eredetét bizonyítja mivel a nitrátszennyeződés foltokban helyezkedik el (a lebegő talajvízben), ami pontszerű szennyezőforrásra utal, és nem egyenletesen, ahogy az a diffúz szennyezőforrások esetében történik. A klór ion (amely a háztartási szennyvíz jellemző összetevője) jelenléte a talajvízben is azt bizonyítja, hogy a talajvízbe kommunális szennyvíz szivárog be (Hinkle et al., 2007)

A számítógépes modell segítségével megállapított scenárió szerint, ha a településfejlesztés a jelenlegi tervek szerint halad, és nem változik a kommunális szennyvízkezelési módszer, a nitrátkoncentráció tíz év alatt 52%-al emelkedik a 2005-ös szint felé. A nitrátkoncentráció a talajvízben nagy területeken meg fogja haladni a megengedett 10 ppm szintet és átlagban az ivóvíz 22%-a fog a szikkasztás révén kezelt szennyvízből származni. A nitrát koncentrációjának növekedésével, amely az egyre nagyobb mennyiségű szennyvíz szikkasztása során következik be, a talajvíz a nitrátot a Deschutes és Little Deschutes folyókba is eljuttatja. (John S. W. et al, 2007)

A talajvízből, a kőzetekből és a talajból vett minták elemzése a száraz, mediterrán klímájú Sierra Pelona völgyben, Dél Karolinában jelentős antropogén eredetű nitrátszennyeződést mutat ki. A különböző forrásból származó nitrát eredetét megkülönböztethetjük vegyi és izotóp összetétele alapján. Azon minták, amelyekben megvizsgálták az oldott vagy kimosódó ionok koncentrációját, illetve a delta ^{15}N nitrogént, megadják úgy a vegyi, mint az izotóp jellemzőket, amelyek alapján különbséget lehet tenni a különböző szennyezőforrások között. Az adatok azt bizonyítják, hogy a nitrátszennyeződés döntő többsége antropogén eredetű forrásból származik. Az antropogén eredetű nitrát domináns forrása a kutak szennyezésének, és a vizsgálatok szerint a kutak kb. 40%-ában rendszeresen, vagy időszakosan a nitrátkoncentráció meghaladja az EPA által előírt értéket (Williams A.E., et al., 1998)

Magyarországon, egyes szerzők véleménye szerint a felszíni és felszínalatti vizek minőségében a hatvanas-hetvenes évek intenzív mezőgazdaság-fejlesztésének érdekében ugrásszerűen növekvő műtrágyafelhasználás időszakában következett be jelentős romlás. Ez az időbeni egybeesés azonban még nem bizonyít oksági összefüggést. Hisz ugyanezen időszakban növekedett ugrásszerűen a többi potenciális szennyezőforrás is: a koncentrált állattartótelepek megoldatlan elhelyezésű hígtrágyája; a kiskertek ellenőriz(het)etlen szennyvízelhelyezése és műtrágyahasználata; az ipari fejlődés és turizmus a maga gyakran megoldatlan hulladék- és szennyvízelhelyezésével; valamint a nyíló "közmű-olló": vezetékes vízellátás bevezetése a szennyvízelvezető rendszer egyidejű kiépítése nélkül. Ezért nem megalapozott és főképp nem általánosítható az az állítás, hogy a bekövetkező vízminőség romlásnak a műtrágyázás volt a fő oka (Várallyay György, Csathó Péter, Németh Tamás, 2005)

2.2 A nitrátszennyezés kutatásában elért eredmények a világ különböző országaiban

A talajvizek és a rétegvizek nitráttal történő szennyeződése világméretű jelenség, amelyet a világ számos országában tanulmányoztak. A talajvíz és a felszíni vizek nitráttal történő szennyezését tanulmányozni egy adott vízgyűjtő területén igen komplex feladat, mivel nagyon sok szempontot kell figyelembe vennünk. Elsősorban szükséges tanulmányozni a nitrátszennyezés eredetét. A talajvíz és a felszíni vizek nitráttal történő szennyeződését jelenleg egyrészt a mezőgazdaság (főleg állattartás illetve a mezőgazdasági területek trágyázása, műtrágyázása), másrészt a háztartásokból származó tisztítatlan szennyvíz okozza. A különböző országokban és kontinenseken végzett kutatások feltárják a nitrátszennyezés mechanizmusát különböző geológiai, topográfiai, hidrológiai és klimatikus viszonyok között.

2.2.1. Kutatások Szlovéniában

Szlovéniában rendszeresen figyelik az ivásra használt kutak vizének nitrátkoncentrációját. Az egyik monitoring program keretében 5 ivóvízkutat, 3 ipari víz nyelésére használt kutat és 2 talajvíz figyelő kutat vizsgáltak. A 2003-2004-es időszakban 240 mintát elemeztek a fent említett kutakból, és 13 fizikai és kémiai paramétert követtek rendszeresen, amelyek között a nitrátkoncentrációt, és vizsgálták a különböző paraméterek közötti összefüggéseket. A leglényegesebb korrelációt ($r=0.92$) a nitrátkoncentráció és a konduktivitás között találták (Voncina E., et al., 2007).

2.2.2. Kutatások Törökországban Eskisehir város és Trója környezetében

Törökországban behatóan tanulmányozták a nitrátszennyezést Eskisehir város környezetében a Porsuk folyó vízgyűjtő területén. Az Eskisehir síkon található hordalékos eredetű talaj, és az alatta elhelyezkedő talajvíz, valamint a Porsuk folyó nitráttal történő szennyezése a kommunális valamint az ipari szennyvíz a Porsuk folyóba történő vezetése, az öntözőcsatornák, a szennyvíztartályok, valamint a mezőgazdasági tevékenység által történik. A talajvíz pótlása a Eskisehir síkon a csapadékból, a felszíni vízhálózatból (Porsuk folyó és mellékfolyói) és az öntöző csatornákból származik. Mivel Eskisehir városnak nincs egységes szennyvíztisztító rendszere, ezért a kommunális szennyvíz szivárgása jelentős szerepet játszik a talajvíz pótlásában és ugyanakkor a szennyezésében is. Az évi talajvíz utánpótlást $120 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{év}$ -re a vízkivételt (a város vízellátása a talajvízből történik) $50 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{év}$ -re becsülik, az 1986-1988 periódusra vonatkoztatva (Kaçaroglu, 1991). A mezőgazdasági területekre 30–120 kg/ha nitrogén tartalmú tápanyagot szórtak ki. (DSI, 1980). A két éven át tartó vizsgálatok során 51 kútból és a Porsuk folyón 9 mintavételi pontból vettek vízmintát. Az 1986 július és 1988 augusztus időszakban a Porsuk folyóból vett minták nitrát koncentrációja a 1.5 - 63.3 mg/l, skálán változott. Az ugyanebben a periódusban a talajvízből vett minták nitrát koncentrációja a 2.2–257.0 mg/l skálán változott. A talajvízből vett minták átlag nitrát koncentrációja 40.0 mg/l volt, a minták 34.2%-ban meghaladták a 45 mg/l, értéket. A legtöbb magas értéket a városban található kutakban mértek, a lakott zónán kívüli kutakban alacsonyabb nitrát értéket mértek. A kutakból vett minták esetében jelentős szezonális fluktuációt (10–200 mg/l) figyeltek meg, általában alacsony koncentrációt találtak a nedves időszakokban, és magas értékeket mértek a száraz időszak alatt (Kaçaroglu F, et al, 1997)

Az archeológiai szempontból igen fontos Trójában is végeztek kutatásokat a vizek nitrát szennyezésével kapcsolatban 2002 december és 2003 szeptember hónapok között. A kutatás során 25 mintavételi pontot jelöltek ki, és a mintákat kolorimetriás módszerrel elemezték, a mintavételi pontok koordinátáit GPS-el határozták meg. A nitráteloszlási térképek, valamint a statisztikai

elemzések azt mutatták, hogy a nitrát koncentráció növekedni kezdett minden vízforrásban május hónaptól kezdődően. A nitrát koncentráció értéke 0-45 mg/l között változott. Egy kútból, két öntözőcsatornából és két folyóvízből vett mintában magas nitrát koncentrációt mértek anélkül, hogy a klorid koncentráció magas lett volna, ami a nitrátszennyezés mezőgazdasági eredetére utal. Két kútban pozitív és jelentős lineáris összefüggés mutatható ki nitrát és a klorid koncentráció között, ami arra utal, hogy ebben az esetben a nitrátszennyeződés kommunális eredetű (Ozcan, et al, 2005)

2.2.3. Mexikóban, a Yukatan félszigeten végzett kutatások eredményei.

A Mexikóban, a Yukatan félszigeten végzett vizsgálatok is a talajvíz nitrátszennyezését jelentős problémaként azonosították. A vizsgálatokat 1992 áprilisától 1993 májusáig terjedő időszakban végezték, és 12 ivóvízkutat vizsgáltak havi rendszerességgel. A mérések során a nitrát koncentrációja a 7-156 mg/l skálán mozgott. Két kútban (Chacsinkin és Peto) mértek olyan nitrát koncentrációt, amely háromszor meghaladta a 45 mg/l értéket, míg egy harmadik kútban (Akil) az év 12 hónapjából 7-ben haladta meg a nitrát koncentráció a 45 mg/l értéket (Pacheco J., et al., 2001). A Yukatan félsziget lapályos, e területen főleg mészkővel és mészkőből származó vékony és nagy áteresztőképességű talajokkal találkozunk (Lopez-Ramos, 1973). A tanulmányozott terület a Yukatan félsziget déli részén helyezkedik el, főleg vidéki típusú településszerkezettel rendelkezik. A területen intenzív mezőgazdaságot folytatnak, gabonát, kukoricát, citromot és földimogyorót termesztnek, karbamidot, ammoniumnitrátot, káliumkloridot és szulfátot használnak műtrágyaként (Pacheco et al., 1997). A műtrágyázást május-júniusban végzik, mielőtt beáll az esős szezon. A területen a termesztett növények felvevőképességénél nagyobb mennyiségű műtrágyát szórtak ki, ami a talajvíz nitrát koncentrációjának növekedéséhez vezethet (Cobos, 1996). A talaj nagy vízáteresztőképessége miatt a területen az esővíz hamar elszívárog, és a felszíni vízfolyások hamar víz nélkül maradnak. Az évi csapadék átlag 1200 mm, aminek 50%-a az esős időszakban hull le, júniustól októberig. A talajvizet főleg a száraz szezonban a mezőgazdaság szükségletei szerint pumpálják ki. Ugyanakkor ez a talajvíz az egyetlen rendelkezésre álló ivóvízforrás a területen (Marin 1990; Steinich et al, 1996). A nitrát koncentráció időszakos változása is jelentős és nagy mértékben függ a csapadék mennyiségétől. A száraz időszakban (november-június) magasabb a nitrát koncentráció, míg a csapadékban gazdag időszakban (június-október) alacsonyabb koncentrációkat mértek, a szerzők (Pacheco J., et al., 2001) véleménye szerint a hígítási tényező következtében. A Yukatan félszigeten két potenciális nitrátforrás található, a kezeletlen kommunális szennyvíz, és a mezőgazdaságban használt nitráttartalmú tápanyagok. A szennyeződés eredetére a talajvízben található NO_3/Cl és K/Cl arányból lehet következtetni. A tanulmányozott területen a Cl és a K vagy a tengervízből származik vagy antropogén eredetű. Az átlagnál nagyobb mennyiségű Cl

a talajvízben a kommunális szennyvíz beszivárgására, míg az átlagosnál magasabb K tartalom a mezőgazdasági eredetű szennyeződésre utal (Piskin 1973; Back et al., 1974; Ritter et al., 1984). Az eredmények lineáris regressziós analízisével kimutatták, hogy a vizsgált területen a nitrát mezőgazdasági forrásból származik (Pacheco J., et al., 2001).

2.2.4. A talajvíz nitrátszennyeződése a trópusi zónában

A nitrátszennyezés jelentő problémának számít a trópusi zónában is. Beható vizsgálatokat végeztek a Costa Rica-i Central Valley területén annak érdekében, hogy megvizsgálják a talajvíz nitrát szennyezettségét, amelyből a lakosság az ivóvizet nyeri. A vizsgált vízgyűjtő a Virilla folyó vízgyűjtője, amelynek területe 913 km² és a Central Valley északi felén helyezkedik el. Az átlag csapadékmennyiség a vízgyűjtő területén 1400 és 5200 mm között változik (IMN, 1990), és a csapadék nagy része a májustól novemberig terjedő időszakra koncentrálódik. Az évi csapadék kb. 50%-a a vízgyűjtő középső és alsó szakaszának víztározó rétegeit tölti újra (Reynolds, 1991). A terület vulkánikus eredetű és a quaternar periódusban alakult ki. (Fernandez M., 1969; Losilla, 1973). A terület kb. 40%-án andoszol talaj található, és a víztározó réteg nagy hidrológiai vezetőképességgel rendelkezik (Herrera J.A., Rodriguez H.V., 1982; Gomez, 1987). A talajvíz korát 10-15 évre becsülték a Colima víztározó rétegében (Darling W.G. et al., 1989), de a magasabb területeken valószínűleg sokkal fiatalabb. A vízgyűjtő területén, amely a talajvíz pótlását biztosítja, mezőgazdasági tevékenység folyik, és települések találhatóak, így a nitrátszennyezés lehet mezőgazdasági eredetű, (átlagban 272 kg/ha nitrogéntartalmú tápanyagot alkalmaznak évente a kávéültetvényeken, vagy kommunális eredetű. A vizsgálatok alatt végeztek egy egyszeri méréssorozatot, amely során 56 ivóvízkutat, illetve forrást vizsgáltak meg (22 forrást és 34 kutat) 1988 júniusa és augusztusa között. Minden mintavételi helyről egy mintát vettek, és a mintákban csupán a nitrát koncentrációt vizsgálták. A mintavételi helyeken a talajvíz szintje 784 m és 2440 m tengervíz feletti magasság között változott. Ezen első méréssorozatra alapozva kiválasztottak 14 mintavételi helyet (10 forrást és 4 ivóvízkutat), amelyeket egy 25 hónapot kitevő időszak (1988 június-1990 július) során vizsgáltak. Ebben az esetben négy paramétert határoztak meg: nitrát koncentráció, hőmérséklet, kondukivitás és pH. Ebben az esetben a mintavételi helyek a középmagasságú szakaszon voltak, és három típusú területhasználatú zónát vettek figyelembe: 1) legelő és erdő, 2) főleg mezőgazdasági területek, 3) urbanizált és szemi –urbanizált területek. Az első méréssorozat eredményei azt mutatják, hogy a források és az ivóvízkutak nitrát koncentrációja között nem lehet jelentős különbséget kimutatni, a nitrát- N koncentráció a 0,13-5,5 mg/l tartományban mozgott. A nitrát koncentráció fordított arányban változott a mintavételi hely tengerszint feletti magasságával. Az 1400 m tengerszint feletti magasságnál magasabban

elhelyezkedő mintavételi pontok esetében nitrát-N koncentráció a 0,5 mg/l érték alatt, míg az 1400 m alatt található mintavételi pontok esetében a nitrát-N koncentráció a 0,13-5,5 mg/l tartományban mozgott. Az 1500-2900 m tszf. közötti zónában erdők és legelők találhatóak, és csupán extenzív állattartással találkozunk, így a nitrát természetes forrásból származik, és a talajvíz nitrát koncentrációja jelentősen növekszik a csapadékmennyiség növekedésének függvényében, mivel a hirtelen jövő nagy csapadékmennyiség hamar kimossa a talajból a nitrátot. A közép zónában (1000-1500 m tszf.) a talajvíz nitrát koncentrációja átlagban négyszer nagyobb, mint a magasabban fekvő zónában. Ebben az esetben is, a talajvíz nitrát koncentrációja növekszik az esős időszakban, de nem olyan jelentős mértékben mint a felső zónában. Az alacsonyan elhelyezkedő zónában (900-1000m tszf), ahol a terület felét települések és egy harmadát kávéültetvények foglalják el, a talajvíz nitrát szennyezettsége sokkal jelentősebb. Az átlag nitrát-N koncentráció a 2,9-6,6 mg/l tartományban mozgott, míg a minimum-maximum értékek 1,1-18,9 mg/l skálán mozogtak, a 25 hónapon át tartó vizsgálati periódusban. Ebben a zónában az összefüggés a csapadékmennyiség és a talajvíz nitrát koncentrációja között nem volt annyira jelentős, kétségkívül a hidrológiai ciklus és az egyéb tényezők közötti bonyolult összefüggés következtében. A magasabban fekvő területekhez képest, ebben a zónában több szennyező tényező létezik, és nagyobb mértékű a hidrológiai keveredés, valamint a víz hosszabb ideig tartozkodik a víztartó rétegben. Mindezen tényezők jelentősen befolyásolják a talajvíz nitrátszennyezettségének szezonális jellegét. (Reynolds-Vargas J., S., 1995).

2.2.5. Iránban végzett kutatások

Az Iránban végzett kutatások kimutatták, hogy a szemi-arid zónában is jelentős problémának számít a talajvíz nitrátszennyezettsége. Az öntözött területen az arid és szemi-arid zónában, ha az evapotranspirációt meghaladja az öntözésre használt víz mennyisége, felléphet a nitrátkimosódás jelensége (Jalali M., Rowell D.L., 2003). A vizsgált terület, Hamadan, Nyugat Iránban, 400 km-re Teherántól található, az évi átlagos csapadékmennyiség a területen 300 mm. Hamadánban a fő tevékenység a mezőgazdaság, a 4118 km² terület 32,5%-a művelt terület, főleg búzát, burgonyát és fokhagymát termesztene. Az állattartás is jelentős helyet foglal el Hamadan gazdasági szerkezetében. A talajvíz biztosítja az ösztövízszükséglet 60-70%-át, az ívóvíz és az öntözésre használt víz nagyrészt a talajvízből nyerik. A terület alapkőzete mészkő és gránit. A 2000 nyarán végzett vizsgálatok során 311 ívóvízkútból vettek mintát. Mivel a vizsgálatokat egy nyár alatt végezték, a talajvíz nitráttartalmának szezonális változásait nem vizsgálták. A mintavételi helyek úgy voltak kiválasztva, hogy különböző talajtípusokat és mezőgazdasági tevékenységeket fedjenek le. A vizsgált mintákat három kategóriába sorolták: alacsony (<20 mg/l), közepes (20–50 mg/l) és magas (>50 mg/l) nitráttartalmú mintára. A magas nitráttartalmú minták meghaladják az ívóvízre

vonatkozó nemzetközi normákat (WHO, 1993) így az ebbe a kategóriába sorolt talajvizekben a nitrát koncentráció elég magas ahhoz, hogy az emberi tevékenység hatására lehessen következtetni. (Spalding R.F., Exner M.E, 1993). A vizsgált területen lehetséges szennyezőforrásként számításba vehető tevékenységek (intenzív mezőgazdaság, műtrágyahasználat, beleértve a szárnyasbaromfi tenyésztést is) 35 éve folynak. A vizsgált mintákban a nitrát koncentráció 3 és 252 mg/l között változott, a koncentrációk átlaga 49 mg/l. A vizsgált kutak 16%-ban (50) alacsony nitrátkoncentráció volt (<20 mg /l), és 47%-ban (146) volt a nitrát koncentráció a 20–50 mg/l tartományban. A 311 mintából 115 esetben (37%) a nitrát koncentráció meghaladta az 50 mg/l értéket. A minták 8%-ban a nitrát koncentráció magasabb volt a 100 mg/l értéknél. Ugyancsak figyelemreméltó, hogy a minták 23%-ban (46) a nitrát koncentráció a 40–50 mg/l tartományban mozgott, ami megközelítette a WHO által meghatározott határértéket. Mivel a felhalmozódott nitrát a talajban lefele mozog, ezért várható, hogy azon kutak száma amelyekben a nitrát koncentráció meghaladja a megengedett értéket, tovább fog növekedni. Az eredmények kimutatták, hogy a nitrát koncentráció átlaga a mély kutakban (>70 m) 41 mg/l, a sekély kutakban (40–70 m) 65 mg/l és a kézi pumpálású kutakban (<40 m) 51 mg/l volt. Következésképpen a sekély kutakban magasabb nitrát koncentrációt mértek mint a mély kutakban. A 75 burgonyaföld illetve 26 zöldséges alatti területről vett vízmintából 35 illetve 13 mintában haladta meg a nitrát koncentráció a megengedett értéket. A lucernás alatti területről vett 88 mintából csupán 18 haladta meg a megengedett értéket. Az öntözővízben túl nagy mennyiségben található nitrogén ugyanolyan problémákat okoz, mint a túlzott mennyiségben alkalmazott műtrágya, ezért figyelemreméltó, hogy az öntözésre használt kutak vizének 79% -ban a nitrát koncentráció a 22–133 mg/l tartományban mozog (Ayres R.S. and Westcot D.W., 1985). Az átlag műtrágyahasználat Iránban általában 200 kg N/ha felett van közelítve a 300 kg N/ha értékhez. Ebbe nincs beleszámolva a szerves trágyahordás (pl, a burgonyaföldeken a 10 t/ha baromfitrágya), illetve magas nitrát koncentrációjú öntözővíz (Mohsen Jalali M., 2005).

2.2.6. Kutatások Kínában

Kínában 1993-94-ben végeztek egy átfogó felmérést a nitrátszennyezés mértékével kapcsolatban. A felmérés során 69 mintavételi helyet jelöltek ki, 14 városból valamint Beijing, Tianjin, Hebei és Shanong megyékből. A mintavételi terület 140 000 km²-t fedett le és a vizsgálat elvégzésére Merck tesztsíkakat használtak. A mintavételi helyek között szerepeltek városi vízellátó rendszerek, egyéni és közösségi ivóvízkutak, valamint öntözésre használt kutak. A 69 mintából 37 esetben a nitrát koncentráció meghaladta az előírt 50 mg/l értéket. A megengedett értéket meghaladó mintákat a következő esetekben találták:

a) Zöldségtermelő területeken. Ezeken a területeken a farmerek gyakran alkalmaznak túlzott mennyiségű műtrágyát, a termelés növelése céljából. Egyes megfigyelések szerint (Steinbuch et al, 1993) pl. Beijing külvárosi területein a farmerek 3719 kg N/ ha műtrágyát használtak ami 3206 kg N/ ha fölösleget jelentett (Zhuang L.Y., Sun X.T., 1995).

b.) Kisvárosok ivóvízellátó rendszereiben. A vizsgált területen a kisvárosok az ivóvizet a talajvízből nyerik, és ezen városok körül általában intenzív zöldségtermesztő zónák találhatók.

c) A vidéki lakosság egyéni ivóvízkútjaiban. A vidéki lakosság a kertben gyakran zöldséget termeszt, ahol nagy mennyiségű tápanyagot használ, így innen kerül be nagy valószínűség szerint a nitrát a talajvízbe. Az egyéni ivóvízkutak általában sekély kutak, kb 20 m körüli mélységűek, és kisebb mélységről kapják a vizet, mint a közösségi kutak, amelyek általában 50 m-nél mélyebbek. Azonban nagy nitrát koncentrációt nem csupán a sekély kutakban mértek, hanem a mély kutakban is, pl. 100 m-nél mélyebb kútban is mértek 100 mg/l feletti nitrát koncentrációt. Az utóbbi időben jelentősen megnőtt Kínában a műtrágyahasználat: míg az '50-es években évente 2.4 kg/ ha N tartalmú műtrágyát használtak, addig a '60 -as években 10.6 kg/ ha-t, a '70-es években 38.5 kg/ ha-t, a '80-as években 130 kg/ha-t, míg jelenleg átlagban 211 kg N/ ha-t. Ennek megfelelően a nitrogén mérleg is megváltozott. A gabona átlagos napi 4,8 kg/ha N felvételét az alkalmazott nitrogén mennyiség 30-50 napra fedezheti, azonban a július-augusztus periódusban leeső nagy mennyiségű csapadék (kb. 80%-a az évi csapadékmennyiségnek) jelentős nitrát mennyiséget mos ki, és juttat a talajvízbe, mielőtt a növények asszimilálhatták volna (Chen et al., 1995). Észak Kínában végzett kísérletek kimutatták, hogy a nitrát kimosódás megfelel az alkalmazott nitrát mennyiségnek és a csapadék mennyiségének. Liziméterrel mért $\text{NO}_3\text{-N}$ veszteség egyenes arányban volt a csapadék mennyiségével. (Chen et al., 1995). A nitrát tartalmú műtrágyák használatának változását követve azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a talajvíz nitrát- szennyezése Észak Kínában 15 évvel ezelőtt kezdődött. A nagy mennyiségű szerves trágya használata is a talajvíz nitrát-szennyezését okozhatja. Tangshan város környékén csak szerves tápanyagot használnak (50 koci emberi ürüléket hektáronként) a zöldségtermesztésnél. A talajvíz nitrát koncentrációja ezen a területen 180 mg/l. (Zhang W.L., et al., 1996)

2.2.7. Felmérések Nepálban

Nepál középső hegyvidéki területén nemrégiben kezdték használni a sekély talajvizet. Az első sekély kutakat csupán 1998-ban építették a Jhikhu Kholá vízgyűjtő területén, de számuk rohamosan növekszik, és könnyen elérhető vízforrásnak számít úgy a háztartások, mint a mezőgazdaság számára, mivel a talajvíz könnyen feltöltődik a monszum idején. A felmérések

kimutatták, hogy a kutak vize nem alkalmas ivóvíznek, a mikrobiológiai szennyezettség mellett a magas nitrát- és foszfortartalom miatt (Bhawani S.D. et al., 2005).

2.2.8. Felmérések Chilében

Chile központi részén, Parral tartományban a vidéki területen felmérték az ivóvízkutak nitrát- szennyezésével járó kockázatot. A felmérés során 94 kút vizét vizsgálták meg, és összefüggéseket kerestek a kút földrajzi helyzete és a nitrátkoncentráció között. Az eredmények alapján kimutatták, hogy a vizsgált kutak 14%-ban haladta meg a nitrát koncentráció a megengedett értéket. Nem találtak összefüggést a kút földrajzi helyzete és a nitrát koncentráció között. A magas nitrát koncentrációk főleg a pontszerű szennyezőforrások (istálló) közelségével és a kútépítési gyakorlatokkal hozhatóak kapcsolatba (Arumi J.L., et al., 2006).

2.3. EUs irányelvek a nitrátszennyezés csökkentése érdekében

Az Európai Unió 1991-ben két Irányelvet adott ki a víztestek szerves tápanyagokkal való szennyezésétől való védelmére. Ez a két Irányelv, a Nitrát Irányelv (EEC/676/91), amely a víztestek védelmét szolgálja a mezőgazdaságból származó nitrátszennyezéstől, és a Települési Szennyvizek Kezeléséről szóló Irányelv (EEC /271/91). Ez a két Irányelv szabályozza a víztestek szerves tápanyagokkal való szennyezésének két fő forrásából, a mezőgazdaságból és a kommunális szennyvizekből származó nitrátszennyezés kérdését..

A talajvíz szennyezés kérdésével foglalkozó, és az azt szabályozó két újabb irányelv a Víz Keret Irányelv (EC/60/2000), és a felszín alatti vizek szennyezés és állapotromlás elleni védelméről szóló Irányelv (EC/1855/2006). Úgy a Nitrát Irányelv mint a Víz Keret Irányelv (amelyre hivatkozik később a talajvíz szennyezésével foglalkozó irányelv) világosan meghatározza, hogy az a talajvíz, amelyben a nitrát koncentráció meghaladja az 50 mg/l értéket szennyezettnek számít, de nem határozza meg azt az értéket, amelyre ezen érték alatt le kellene csökkenteni a nitrát koncentrációt a 2015-ig elérendő „jó állapot” elérése céljából.

A Nitrát Irányelv egyetlen követelménye, hogy az EU tagállamok dolgozzanak ki „akcióprogramokat” a víztestek nitrát szennyezésének csökkentése érdekében. Ebben a tekintetben a Víz Keret Irányelv (2000/60/EC) lényegesen különbözik a Nitrát Irányelvtől, mivel ez előbbi kitér, hogy 2015-re az összes víztestek el kell érjék a „jó állapotot”. Jelenleg éles viták zajlanak az EU-ban azzal kapcsolatban, hogy a Víz Keret Irányelv által előírt felszín alatti vízvédelmi program túllépheti-e a Nitrát Irányelv által előírt „akcióprogramok” kereteit. (Scwaiger K., Fenz R., 2005)

A Nitrát Irányelvet 91/676/ EEC Magyarországon a 49/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet emeli törvényerőre. Ezen rendelet célja a vizek védelme a mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szemben, továbbá a vizek meglévő nitrátszennyezettségének csökkentése (1. §). A rendelet hatálya a felszíni és felszín alatti vizekre (együttesen: vizek), valamint ezzel összefüggésben a mezőgazdasági tevékenységekre és a mezőgazdasági tevékenységet folytatókra terjed ki. (2. §) A fenti KR 4. § kimondja, hogy (1) A nitrátérzékeny területeket elsősorban a vizek nitrátszennyezéssel szembeni érzékenysége alapján kell kijelölni., és meghatározza, hogy (2) nitrátszennyezéssel szemben érzékeny víz

a) az a felszíni víz, melyben

aa) a nitráttartalom az 50 mg/l értéket, ivóvíz célú használat esetén a 25 mg/l értéket meghaladja,

ab) a nitrogénvegyületek hozzájárultak az eutrofizáció kialakulásához;

b) az a felszín alatti víz, amelynek nitrátszennyezettsége meghaladja a külön jogszabályban meghatározott határértéket;

c) az a víz, melyben a nitráttartalom meghaladhatja az a) és b) pontok szerinti határértékeket, illetve eutrofizáció léphet fel, ha a mezőgazdasági tevékenység során nem tartják be az 1. számú mellékletben meghatározott előírásokat a felszíni víz vízgyűjtő területén, illetve a felszín alatti víz utánpótlódási területén.

A Kormányrendelet bevezet egy mennyiségi korlátozást, amely szerint a mezőgazdasági területre éves szinten szerves trágyával kijuttatott nitrogén mennyisége nem haladhatja meg a 170 kg/ha értéket, beleértve a legeltetés során az állatok által közvetlenül kijuttatott, továbbá a szennyvizekkel és szennyvíziszapokkal kijuttatott mennyiséget is, és bevezet számos szabályozást a „Jó mezőgazdasági gyakorlatok” révén.

A www.eunitrat.hu web oldalon részletes információkat közölnek a Nitrát Irányelv bevezetésével kapcsolatban, itt megtalálhatóak a jogszabályok, jelentések, térképek, publikációk, munkaanyagok amelyek, a témához kapcsolódnak.

Magyarországon a Nitrát Irányelv bevezetése szigorúbb gazdálkodási módszerek bevezetését jelentette, és az állattartók részéről jelentkező általános problémák feloldása érdekében a kormány vállalta az állattartók versenyképességének javítását, amelynek egyik eleme, hogy enyhíti az állattartókat érintő, az EU-ban alkalmazottnál szigorúbb környezetvédelmi és trágyakezelési szabályokat. Ennek érdekében az EU Nitrát Irányelv végrehajtásával kapcsolatos új szabályozás a KVVM és az FVM közötti egyeztetések eredményeképpen elkészült, a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről szóló 49/2001. (IV.3.) kormányrendelet módosítása, illetve a helyébe lépő 27/2006. (II.7.) kormányrendelet, amely az állattartók számára könnyítéseket tartalmaz. A rendelet célja, az újonnan átdolgozott nitrátérzékeny területeken a vizek (felszíni és felszín alatti) mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni

védelmének biztosítása. Kötelező előírásokat tartalmaz módosult teljesítési határidőkkel az állattartó telepek trágyatárolására/kezelésére, rögzíti a mezőgazdasági tevékenységet folytatók helyes mezőgazdasági gyakorlatának – elsősorban a trágyázás – részletes szabályait. Az új szabályozás a trágyatárolók megépítésére új határidőket ír elő, mely szerint a karsztos területeken, illetve üzemelő és távlati ivóvízbázis, ásvány- és gyógyvíz hasznosítást szolgáló vízkivételek védőterületein jelenleg üzemelő vagy engedéllyel rendelkező állattartó telepek hígtrágya tárolóinak kialakítására vonatkozó 2005. december 31. határidő megszűnik és kitolódik 2009. október 31-re. Az előbbieken felsorolt nitrátérzékeny területeken kívüli érzékeny területeken már üzemelő, vagy engedéllyel rendelkező állattartó telepek hígtrágya tárolóinak, valamint a karsztos területeken, illetve üzemelő és távlati ivóvízbázis, ásvány- és gyógyvíz hasznosítást szolgáló vízkivételek védőterületein jelenleg üzemelő vagy engedéllyel rendelkező állattartó telepek istállótrágya tárolóinak kialakítására vonatkozó 2010. január 1-jei határidő kitolódik 2013. január 1-ig. Az előbbieken felsorolt különösen érzékeny területeken kívüli érzékeny területeken üzemelő, vagy engedéllyel rendelkező állattartó telepek istállótrágya tárolóinak a rendeletben megfogalmazott követelmények teljesítésére vonatkozó határidő (2014. január 1.) változatlan marad. Figyelemmel az előbbiekre az almos technológiával üzemelő telepek esetén az első határidő a szigetelt trágyatároló megépítésére 2013. január 1. Az egységes környezethasználati engedélyezési eljáráshoz kötött (314/2005. (XII.25.) kormányrendelet) állattartó telepek (40000 db baromfi férőhely felett, 2000 db 30 kg feletti sertés férőhely vagy 750 db koca férőhely felett) esetén szigetelt trágyatárolót kell kialakítani 2007. október 31-ig, nitrátérzékeny területeken szigetelt és megfelelő tároló-kapacitású trágyatárolót kell kialakítani 2007. október 31-ig. A fenti méret alatti állattartó telepek esetén nem nitrátérzékeny területen a 219/2004. (VII.21.) kormányrendeletben meghatározott 2007. október 31. helyett, valamennyi hígtrágya tárolónak szigeteltnek kell lennie. 2014. január 1-ig, továbbá valamennyi istállótrágya tárolót szigeteléssel kell ellátni 2015. december 22-ig. A jogszabály előírásainak nem megfelelő és már üzemelő, vagy engedéllyel rendelkező állattartó telepek trágyatároló műtárgyait a fenti határidők lejárta után egy évvel fel kell számolni. Az új kormányrendelet megváltoztatta továbbá a nitrátérzékeny települések listáját is, melynek következtében az 1519 települést nevesítő lista, mely összességében 4,321 millió hektár nagyságú területet foglalt magába, 260 db településsel bővült, így az ország nitrátérzékeny mezőgazdasági területek köre 16,5%-kal, míg az ország területi érintettsége 15%-kal 4,972 millió hektár nagyságúra növekedett a korábbi 49/2001. (IV.3.) kormányrendeletben szereplő szabályozáshoz képest. (Bialko T., 2007).

Romániában a Nitrát Irányelvet a 964/2000-es Kormányrendelettel (HG 964/2000) vezették be, és a nitrátérzékeny területek listáját a Mezőgazdasági, Erdő és Vidékfejlesztési Minisztérium, valamint a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium közös miniszteri rendeletében határozzák

meg (OM. 241/ 2005, OM 196/ 2005). A nitrátérzékeny területek meghatározásakor főleg a valószínűsíthetően nagy nitrátszennyezésnek kitett területeket vették figyelembe, pl. azokat a településeket, ahol állattartó farmok találhatóak, így pl. Maros megyében négy település került fel erre a listára, ami valószínűtlenül kevés.

A Jó Mezőgazdasági Gyakorlatok alkalmazását mindkét országban előírja a törvény, gyakorlatba ültetésük azonban nagy nehézségekbe ütközik, ezért egyre-másra engedményeket kell tenni (lásd elébb). Történtek próbálkozások bemutató projektek megvalósítására, pl. a Román Kormány egy ilyen projektet kezdeményezett Calarasi megyében (az Alsó Duna vidékén), ahol a vidéki lakosság ivóvízellátása kutakból történik, és ahol nagyon súlyos a talajvíz nitrátszennyezésének a helyzete. E projekt keretében, amelynek értéke 10,8 millió USD volt (részben a Román Kormány, részben a GEF, részben a Megyei Tanács finanszírozásában), integrált szerves trágya kezelési programot alakítottak ki, komposztáló állomásokat létesítettek, talajvíz monitorizáló rendszert állítottak fel. Az eredményeket figyelemmel kísérik, és a projekt tanulságait remélhetőleg országszerte felhasználják. (Alexanderscu V, 2005)

Az EU-ban a kommunális (települési) szennyvizek kezelését a 91/271/CEE Irányelv (amelyet módosít a 98/15/EC Irányelv) szabályozza, Romániában ezt az Irányelvet a 188/28 Kormányhatározattal (HG 188/2002) léptették életbe.

Az EU-val folytatott csatlakozási tárgyalások során Románia a 2018-ig terjedő periódusban csupán a 2000 le.-nél nagyobb települések szennyvizének tisztítására vállalt kötelezettséget, így az ennél kisebb településeken a szennyvíztisztítás valószínűleg ebben az időszakban nem lesz megoldva, következtetésképpen vidéken, a talajvíz kommunális forrásból származó, nitráttal történő további szennyezésének lehetősége fennáll.

2.4. A Nitrát Irányelv bevezetése és alkalmazásának korlátai

Egyes vélemények szerint a Nitrát Irányelv által előírt jelenlegi szabályozási rendszer nem elégséges a helyzet lényeges javítására, és a súlyosan károsodott, terhelt, főképpen Benelux országokbeli környezet rehabilitációja érdekében drasztikusan át kell alakítani az EU Nitrát Irányelvet a következő szempontok szerint:

A) A nitrátérzékeny területeken az évi 170 kg/ha maximálisan engedélyezett szerves eredetű N plafon megtartása mellett a jogszabályban figyelembe kell venni az istállótrágya hasznosulását, amely homok, és homokos vályog talajokon 3 évre elosztva 50% az első évben, 30% a 2. évben és 20% a 3. évben. Vályog, agyagos vályog és agyag talajokon 4 éves hasznosulással kell számolni: 40% az első, 30% a második, 20% a harmadik, és 10% hasznosulással a negyedik évben.

Amennyiben évente van szerves trágya-kijuttatás, az adott évre jutó szerves trágya-értékesülések összegének nem szabad meghaladniuk a 170 kg/ha plafont a nitrátérzékeny területeken.

B) Nitrátérzékenységtől függetlenül az EU országok trágyázási szaktanácsadási rendszereiben az istállótrágyával kijuttatott tápanyagok mennyiségét, mint műtrágyaigényt csökkentő tényezőt jogszabályba rögzítetten, kötelezően figyelembe kell venni a trágyázási szaktanácsadási rendszereknek. A magyarországi tapasztalatok szerint 10 tonna érett, közepes minőségű almos istállótrágyával 60 kg/ha N, 30 kg/ha P_2O_5 és 60 kg/ha K_2O mennyiséget juttatunk ki a területre. A műtrágya hasznosulással összehasonlítva, az istállótrágya- N 50%-ának, az istállótrágya- PK 100%-ának hasznosulásával számolhatunk a műtrágyaigény-csökkentés során. Csak szabadföldi kísérletekben több éven keresztül tesztelt, a szigorú környezetvédelmi és gazdaságossági követelményeknek megfelelő trágyázási szaktanácsadási rendszerek alkalmazását szabad engedélyezni a gyakorlatban. 170–200 kg/ha összes (szerves + műtrágya formában adott) nitrogénmennyiségnél több kijuttatása agronómiai oldalról sem indokolt, környezetvédelmi oldalról viszont jogszabályban kell tiltani. (Csathó P., et al. , 2007).

A Nitrát Irányelv bevezetése főleg az intenzív mezőgazdaságot folytató országokban jelentett igen komoly problémát, ahol a vízbázis amúgy is veszélyeztetett volt. Így pl. Hollandiában a kormány az ország egész területét nitrátérzékeny területnek nyilvánította. A Nitrát Irányelv bevezetése során a trágya kezelésére vonatkozó előírások az összes farmert érintették volna, és a szarvasmarha, a sertés és a szárnyas tenyésztés jelentős visszafogásához vezettek volna. Ezért Hollandiában az általános megközelítés helyett bevezettek egy olyan rendszert, amely a farmokat egyéni elbírálásban részesíti, a farmon keletkezett szerves tápanyag függvényében, a MINAS, (Mineral Accounting System) rendszert. A MINAS rendszer “fekete doboz”-ként kezeli a farmot (Wossink G.A.A., 2000) és a “farm kapu mérleg” (Brouwer F., Kleinhanss W., 1997) megközelítés alapján számítja ki a különbséget a farmra bejövő és a farmról távozó szerves tápanyag között (Ondersteijn C.J.M, et al. 2002).

2.5. Nitrogén mérleg Európában

A nitrogén mérleg Európa különböző országaiban változó, így például az 1997-es az EU 12-re vonatkozó adatok szerint Hollandiában 200 kg N/ha/év, itt a legmagasabb, míg Portugáliában, ahol a legkevesebb 10 kg N/ha/év, nitrát fölösleggel számolnak. (EUROSTAT, 1997). Az 1960-as és 1970-es években Dániában, a többi Európai országhoz hasonlóan fokozódott a mezőgazdasági termelés. Később a közös európai mezőgazdasági politika támogatta a gabona termelést, így a termékeny területeken a farmerek jó jövedelmet szerezhettek a gabonatermelésből, míg a kevésbé termékeny homokos talajokon a megnövekedett állatállomány vezetett területegységenkénti nagy

állati trágya bevitelre (Sibbesen E., Runge-Metzger A., 1995). 1960-tól 1980-ig a műtrágyahasználat 124,000-ről kb. 400,000 tonna nitrogén per év mennyiségre növekedett (Statistics Denmark, 1997). Az 1980-as évek végére az állati trágyából származó nitrogén évi mennyisége elérte a 250,000 tonnát (Statistics Denmark, 1997). Ezek a változások a mezőgazdaságban nagymennyiségű nitrogénvesztést eredményeztek. Az 1980-as évek közepére a mezőgazdaságból a vízi környezetbe jutó nitrogén mennyiségét kb. 260,000 tonnára becsülték, amiből 30,000 tonna a farmokról történő direkt kimosódásból származik, míg kb. 230,000 tonna a mezőgazdasági területekről történő kimosódásból származik (Danish EPA, 1990).

2.6. Nitrát mozgása a talajban

A talajban lejátszódó átalakulási és transzport folyamatokban (így a nitrogén transzport és átalakulási folyamatokban is) legnagyobb szerepe a talaj felső, humuszból és élőszervezetekből gazdag rétegének van. A talaj humuszos rétegére jellemző, hogy éves ciklusban a nedvességtartalma változó, ezáltal a vízmozgás is különböző irányú lehet. Normál talajok esetében telített állapot is előfordulhat hosszabb-rövidebb ideig (pl. belvíz), de az a jellemző, hogy az év döntő többségében a felső rétegük telítetlen. A mezőgazdasági termeléshez kapcsolódó nitrogén körforgalomban veszteség jelentkezik a betakarítás, a kimosódás, az erózió és a denitrifikáció révén. A talajvíz szempontjából legfontosabb nitrogén vegyület a telítetlen zónában a nitrát. A nitrátok legnagyobb része oldott állapotban van, mivel sói - egy speciális uránsó kivételével - jól oldódnak. A trágyázás hatására nő a talajok ásványi nitrogén, különösen a nitrát nitrogén tartalma (Germon J.C., 1993). A nitrogén trágya adagok megállapításánál ezt hosszú ideig nem vették figyelembe. Így adott körülmények között e többlet nitrát a talaj mélyebb rétegeibe, a gyökérzóna alá mosódva, a talajvizet elérve, azt szennyezheti. Tartamkísérletek során kimutatták (Fülek Gy., 2004), hogy az egyre nagyobb műtrágya adagolás esetén 3 m-nél nagyobb mélységben is jelentős nitrát felhalmozódás található, amelynek oka az is, hogy a növekvő műtrágyaadagoknál a növények egyre inkább a műtrágyából származó nitrogént veszik fel, és a talaj szerves anyagából ásványosodó nitrát nagyrésze szabadon mozdulhat el a lefele mozgó csapadékvízzel. E folyamat megfékezése céljából és a vízbázisok védelme érdekében vezették be az EU országaiban a Nitrát Irányelvet (ECC 676/91, 1991), amely korlátozza a termelés növelése érdekében alkalmazható nitrát mennyiségét.

A hidrogeológiai körülmények, beleértve a talajt, a vízrendszert, a klímát, a szennyező források ellenőrzését az adott vízbázis feletti (vagy ehhez közeli) talajon határozzák meg a talajvíz nitrátszennyezésének valószínűségét. A talajvíz nitrátszennyezésének sajátos tényezői a következők (Knox E., Moody D.W., 1991):

1. A szivárgási út hossza. A talajvíz mélysége (a talajvíz felett elhelyezkedő telítetlen zóna) határozza meg a szivárgási út hosszát, és a szennyező anyag telítetlen zónában való tartózkodásának az idejét. Általában a talaj az a komponense a telítetlen zónának, amely a leghatékonyabban tartja vissza a szennyező anyagokat. Rövid szivárgási út, vagyis vékony talaj réteg és magasan elhelyezkedő talajvíz csökkenti az esélyét az adszorbciónak, a vegyi reakciónak a talajban levő ásványi anyagokkal, a biodegradációnak és mindez növeli a talajvíz szennyezésének a valószínűségét. Ennek ellentétjeként a hosszú szivárgási út vastag talajrétegen keresztül, mélyen elhelyezkedő talajvíz esetében csökken a talajvíz szennyezésének esélye. Széles repedések, törések segítik a talajvíz gyors áthatolását a telítetlen zónán.

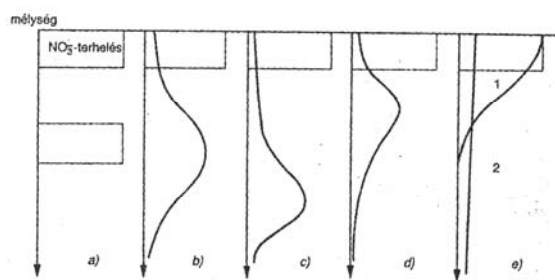
2. A talaj és a kőzetek összetétele a telítetlen zónában. Agyag és szerves anyagok jelenléte a talajfelszín és a talajvíz között növeli a szennyező anyagok adszorpciójának esélyét, így csökken a szennyezés valószínűsége.

3. Biodegradációs potenciál. A szennyező anyagok átalakulása a talajban lévő mikroorganizmusok tevékenysége által függ a jelenlevő víz és az oxigén mennyiségétől, a mikrobafajtáktól és egyéb tényezőktől. Ez a folyamat általában a talajban zajlik.

4. Csapadék mennyisége. Kevesebb csapadék esetében kevesebb víz jut a talajba, így csökken a talajvíz szennyezésének esélye. Az öntözés növeli a szennyezés valószínűségét.

6. Evapotranspiráció. Magas evapotranspiráció esetén csökken a talajvíz utánpótlása így csökken szennyezésének valószínűsége is.

Annak függvényében, hogy a nitrátanion milyen folyamat során mozdul el, a nitráatterhelés talajszelvénybeli eloszlásának több változata áll fenn (Stefanovits, P., Filep Gy., Fülek Gy., 1999). Amennyiben csak konvekcióval mozog, egy front mozog lefele a talajban (1.ábra, a). Ha a konvekció mellett diffúziós-diszperziós mozgás is van, egy szimmetrikus koncentrációcsúcs halad végig a talajszelvényen (1.ábra, b). A talajkolloidok negatív töltése következtében a negatív töltésű nitrátionok nem kötődnek a talaj szilárd fázisához, így mozgásuk a konvekciós anyagmozgásnál gyorsabbnak tűnik (1.ábra, c). Ezzel szemben azokon a talajokon, amelyekben pozitív töltésű kolloidok is vannak, az anionok megkötődnek, ezért csökken a nitrátkimosódás mértéke (1.ábra, d). A talajban található repedéseken, makropórusokon keresztül jelentős mértékű lehet a nitrátkimosódás (1.ábra, e).



1. ábra A nitrát-N-koncentráció változása a talajban

A nitrát jellemzője a negatív adszorbciónak, ami azt jelenti, hogy nitrátadagolás után a talaj vizes kivonatában több nitrát mérhető, mint amennyi az eredeti talaj kivonatában mért és a hozzáadott nitrát összege volt. Az utóbbi években egyre több információ van arról, hogy adott környezeti feltételek mellett a nitrát képes felhalmozódni a talaj mélyebb rétegeiben. A talajban az emberi tevékenység révén nagy mennyiségű szerves anyag kerül, és a talaj szerves anyagának mineralizációja –más nitrogénátalakulási folyamatokhoz viszonyítva lassú. Egy vegetációs periódus alatt –környezeti feltételektől függően – a szerves anyag 1-3 %-a képes mineralizálódni (Stefanovits P, et al, 1999). A keletkezett ammóniumot a növények közvetlenül fel tudják venni, vagy ismét beépül a mikroorganizmusok testébe, illetve nitráttá, majd nitráttá oxidálódik. Az ammónium másik része adszorbeálódik, illetve az agyagásványok kristályrácsába épül. A nitrát kimosódik, és a kimosódást tekinthetjük a legkárosabb nitrogénvesztésnek, mivel nagyrésze ennek a veszteségnek egyenesen a vízrendszerbe jut. Egyes szerzők véleménye szerint (Németh T., 1996) a nitrogén kimosódás mértéke a talaj típusától, az illető területen termesztett növényfajtától, illetve az alkalmazott nitrogén mennyiségétől függ. Egyes szerzők (Ignazi, J.C., 1993) a nitrátszennyeződés okai között említik azt az állapotot, amikor a területre az evaporációt és az evapotranszpirációt jelentősen meghaladó vízmennyiség érkezik, és azt, amikor tavasszal vagy nyár végén a növényi fedettség hiányában nagy a mineralizáció. Kisebb folyók vízgyűjtő területén végzett kutatások (Dugast Ph., 1998) kimutatták, hogy a felszíni vizekbe jutó nitrát mennyisége függ a csapadék mennyiségétől, a mezőgazdasági gyakorlattól és a táj szerkezetétől, a puffer zónák jelentős mértékben csökkentik a nitrát kimosódást.

A mintavétel mélységével történő nitrátkoncentráció változások kimutatták, hogy a nitrát koncentráció csökken a mintavételi pont mélységével. (Tesoriero and Voss, 1997). Habár nem találtak explicit magyarázatot a jelenségre, a vizsgálati eredményeket három lehetséges tényezőhöz kapcsolták: a denitrifikációhoz, a vertikális talajvíz mozgáshoz, valamint az ehhez kapcsolódó nitrátranzporthoz és a keveredéshez.

A nitrát denitrifikációja anaerob folyamat, amely során a baktériumok a nitrátot N_2 and N_2O gázzá alakítják. A denitrifikáció fontosságát, mint egy jelentős útját a nitrát víztartó rétegből való eltávolításának, számos tanulmány bizonyította. (Korom S, 1992; Tesoriero and Voss, 1997; Tesoriero et al., 2000). Az általános követelmények a denitrifikációs folyamathoz: egy electron acceptor jelenléte, a mi estünkben a nitrát, a megfelelő metabolikus kapacitással rendelkező baktériumpopuláció jelenléte, megfelelő elektrodonor jelenléte, és anaerob körülmények vagy korlátozott mennyiségű oxigén jelenléte (Korom S, 1992). A folyamat korlátozó tényezője az oldott oxigén jelenléte, amely magas redox potenciálja miatt előnyt élvez a nitráttal szemben. Az oldott oxigén diffúziója kb 10,000-szer lassúbb a vízben, mint a levegőn keresztül (Addiscott et al., 1992), így általában magasabb oxigénkoncentrációt találunk a sekély talajvizekben, mint a mélyebbekben, így a denitrifikációs folyamatok inkább nagyobb mélységben történnek az oxigénhiány miatt (DeSimone S. and Howes B, 1996, 1998). A második tényező, amely a nitrátkoncentráció mélységgel történő változását okozza, a vertikális talajvíz mozgás, amelyet a mélyebb rétegekből történő vízkivétel befolyásol. A harmadik befolyásoló tényező a sekély, nagy nitráttartalmú talajvíz keveredése a mélyebb rétegekben elhelyezkedő rétegvizekkel. A vizsgálatok azt mutatták ki, hogy a vizsgált területen magas nitrátkoncentrációt a felső 30 m-en található talajvízben mértek, ezalatt a mélység alatt a nitrátkoncentráció a mélységgel arányosan csökken. Általában a nitrát felszíni vizekbe jutása a nitráttal szennyezett talajvíz, átlagos hozamok esetén, a felszíni vizekbe történő folyása révén történik, ezek szennyezését okozva. (Hubbard R.K., and Sheridan J.M., 1994; Devlin J.F. et al., 2000; Schilling K.E. and Wolter C.F., 2001; Bachman L.J. et al., 2002). Következésképpen a talajvíz nitrátszennyezésének megelőzése a felszíni vizek minőségét is védi.

2.7. A talaj tulajdonságai és a hidrológiai adottságok hatása a talajvíz nitráttartalmára

A nitrogén körforgalommal kapcsolatban két fontos tényezőt külön is ki kell emelnünk:

- a talajban a biokémiai és biológiai folyamatok még műtrágyázás esetében is jelentősen befolyásolják az ásványi formában lévő nitrogén mennyiségét
- kimosódás jelentős mértékben csak a nitrát formában lévő nitrogént érinti, bár friss szerves-, ill. hígtrágyázást követően, valamint rövid idejű, nagy intenzitású csapadékot követően kis molekulájú szerves nitrogénvegyületek is kimosódhatnak. A trágyázás hatására nő a talajok ásványi nitrogén, különösen a nitrát nitrogén tartalma.

A nitrát lefele történő kimosódása a gyökérzónából és a felszíni vizekbe való jutása egyes talajok esetében évekig tarthat, más talajok esetében gyorsan végbemenő folyamat. Jelentős tényezők, amelyek befolyásolják a nitrát kimosódást: a talaj tulajdonságai, a terület topográfiája, a területen termesztett növények fajtája és a farmon történő gazdálkodási módszerek (Smith S. J.,

Cassel D.K., 1991). A talajok osztályozása a nitrátkimosódás valószínűsége szempontjából jelentős segítséget jelent a gazdálkodási módszerek megválasztása szempontjából. A nitrát kimosódás mértékének előrejelzése céljából négy tulajdonságot használhatunk segédeszközként:

- (a) permeabilitás (Cassel D.K, Vasey E.H, 1974),
- (b) vízvisszatartó képesség (Cassel D.K, Nielsen D.R., 1986),
- (c) hidrológiai csoport (Musgrave G.W., 1955),
- (d) kimosódási osztály (Kissel D.E., et al., 1982).

A kontinentális klíma körülményei között a csapadék kétharmada elpárolog, közvetlenül a felszíni vizekből, a talaj felszínéről vagy a növényekből evapotranszpiráció révén. A megmaradó egyharmad, ami a megújuló vízutánpótlást jelenti a talajon keresztül a mélyebb rétegekbe vándorol, vagy feltör a felszínre, és csermelyek, patakok formájában folytatja útját. A két folyamatban résztvevő vízmennyiség aránya a terület földrajzi adottságaitól, a talaj jellemzőitől, meg a talajt borító vegetációtól függ.

A hidrológiai ciklus során a csapadék a talajba szívárog és ott különböző mélységbe jut el. Az első nagy kiterjedésű, összefüggő, vízzáró réteg feletti víztömeget nevezzük talajvíznek (Juhász J., 2002). A talajvíz felszínén a mindenkori légnyomás mérhető, fizikai-kémiai tulajdonságainak, elhelyezkedésének, mozgásának változása rövid időn belül követi a külső körülmények (időjárás, mesterséges beavatkozások) változásait. A felszín alatti vizek szintje a talajvízszint és piezometrikus (nyomás) szint.

A talajvizet különböző szempontok szerint osztályozzuk.

a) A víztükör nyomásviszonyai szerinti csoportosítás:

-nyílt (szabad) tükrű: az aerációs zóna hártavize és a beszivárgó víz, majd a nyitott és a zárt kapilláris tartomány vize, végül a gravitációs víz (ennek felszíne a talajvízszint)

-zárt tükrű (nyomás alatti): a vízzáró réteg leszorítja a víztartóban lévő víz szintjét, és azt nyomás alatt tartja (piezometrikus szint). A víztest felső geometriai vonala és a nyomásvonal nem egyezik. Ezen csoportosítás alapján még léteznek vízdómok és lebegő vagy időszakos talajvizek

Dinamikus egyensúlyi vízszint alapján is osztályozhatjuk a talajvizeket.

A dinamikus egyensúlyi vízszint a csapadék, a párolgás, valamint a felszín alatti el- és hozzáfolyás kiegyenlítéséből adódik. A legfelső 1 méterben a csapadék és a párolgás a döntő, jellegzetes talajvízjárési görbe nem alakul ki. Az 1-5 méteres mélységben az egyensúlyt a beszivárgás, a párolgás és a f.a. vízszintes áramlás egyaránt befolyásolja. Kb. 5 méter alatt a vízegyenleget a beszivárgás és a vízszintes áramlás alakítja. A 7-10 méter között a beszivárgás is nulla.

A felszín alatti vizek szivárgási tartományai:

- Szivárgás nélküli

- Mikroszivárgás
- Lamináris szivárgás
- Átmeneti szivárgás
- Turbulens szivárgás

Az első nagy kiterjedésű vízzáró réteg alatt elhelyezkedő szilárd, átmeneti és laza porózus kőzetek vizét rétegvíznek nevezzük (Juhász J., 2002). Előfordul, hogy nincs regionális vízzáró, de a víztest olyan mélységben van (>20 m), ahonnan nincsen párolgás vagy evapotranszpiráció, ez is rétegvíznek számít. A rétegvizet általában alulról is vízzáró határolja, lefelé addig tart, míg a pórusokban víz vagy vízgőz van. A rétegvíz jellegzetessége, hogy a porózus kőzetek összefüggő pórusrendszerét összefüggő víztömeg tölti ki.

A rétegvizeket különböző szempontok szerint osztályozzuk:

-A rétegek vízvezető képessége szerint (a rétegből gravitációs kutakkal termelhető-e ésszerű, használható víztömeg): vízvezető, vízrekesztő, vízzáró rétegek vize

-A rétegvizek nyomása a terepszinthez viszonyítva: negatív vagy pozitív. A nyomás alatti rétegvizeknek piezometrikus nyomása van. A piezometrikus nyomómagasság = a rétegvíz településbeli nyomásával egyensúlyt tartó vízoszlop nyugalmi vízszintjével. A folyadék szivárgási potenciálját a porózus közegben a folyadék tömegegységre vonatkoztatott mechanikai energiájaként értelmezzük

-A víz utánpótlódása szerint: utánpótlódással rendelkező, kismértékű és korlátozott utánpótlódással rendelkező rétegvizek. Az utánpótlódó (dinamikus) vízkészlet felszínre jutását az utánpótlódással fenntartott víznyomás végzi. Az utánpótlódással nem rendelkező rétegek vizét (statikus készletek) a felszínre jutásban domináló erő szerint csoportosítják (víznyomásos, gáznyomásos, rugalmas konszolidációs rétegvizekre).

2.8. A talajvíz nitrátszennyezettségét befolyásoló morfológiai viszonyok egy meghatározott terület esetében

Magyarországon a Bükkaljai mintaterületen végzett kutatások kimutatták, hogy a falun belüli talajvíz (és így a kutak vizének) nitrátszennyezettségét befolyásolják a falu területén levő pontszerű szennyezőforrásokon kívül a falun kívüli (mezőgazdasági) szennyező források is. A kutatások során meghatároztak egy veszélyeztettségi térképet, amelyet összevetettek a mért eredmények alapján kapott tényleges szennyezettségi térképpel. A veszélyeztettség megállapításánál a hatásokat (nitrátszennyezés forrásai) és a táji adottságokat együttesen értékelték. Ennek érdekében megvizsgálták a falu környékének nagyüzemi tábláira kiszórt műtrágya dózisok adatait. Megállapították a felszíni lefolyás helyeit a lejtőkategória, a vízelnyelési és vízáteresztési

kartogramm, a morfológiai, az eróziós térkép, valamint helyszíni megfigyelések alapján. Ezután meghatározták a többletvíz beszivárgásának potenciális helyeit, majd az összegyülekező víz relatív mennyiségét a szintvonalas térkép felhasználásával szerkesztett, elemi vízgyűjtőket ábrázoló kartogram alapján becsülték meg. Ezután figyelembe vették az elemi vízgyűjtők területét, a lejtők meredekségét a vízgyűjtőn belül és a talajféleséget. A mélyebb talajrétegben továbbszivárgó víz szivárgási sebességének becsléséhez felhasználták a fizikai talajféleséget 50 cm mélységben ábrázoló kartogramot, valamint a talaj- és fúrásjegyzőkönyvek szemcseösszetételi adatait. Ezután a fedőréteg- vastagság térkép adatainak és a talajvíztükör mért vagy számított mélységének a figyelembevételével megszerkesztették a falu környékének a talajvíz szennyezésveszélyét bemutató térképét, majd ezt kiegészítették a falu belterületét ábrázoló veszélyeztetettségi térképpel, amelynek megszerkesztéséhez a mezőgazdasági (trágyatárolók, kert) és kommunális (WC-k, emésztők) szennyezőforrások adatait vették figyelembe. A talajvíztükör a falu területén 6m-nél kisebb, így a szennyeződések viszonylag hamar elérhetik a talajvizet. Néhány fúrást is mélyítettek a falu belterületén, s ezek igazolták, hogy a szennyeződések szivárgását akadályozó rétegek nincsenek a talajvízig. A veszélyeztetettségi térképet összevetve a szennyezettségi térképpel azt tapasztalták, hogy egyes esetekben (északnyugati terület) a szennyezettség egybeesik a legnagyobb szennyezettségi fokozattal, így ebben az esetben magyarázhatjuk a talajvíz nitrátszennyezettségét a pontszerű szennyezőforrások közelségével, más esetben viszont (faluk keleti pereme, északi része) a talajvíz-szennyezettség nem magyarázható kizárólag a belterületi emissziós forrásokkal, hisz ez a terület alacsony veszélyeztetettségi kategóriába került. Ebben az esetben a nitrátszennyezés a falu felett elhelyezkedő megművelt, az utóbbi 30 évben jelentős műtrágya adagokkal trágyázott nagyüzemi tábláról származhat. Az itt található nitrátszennyezés részbeni mezőgazdasági eredetét bizonyítják a vízmintából GC/MS módszerrel kimutatott vegyszermaradékok is. (Kerényi, et al., 1995)

2.9. A felszíni vizek és a talajvíz nitrátszennyezettsége közötti kapcsolat

Franciaországban végzett vizsgálatok szoros kapcsolatot mutattak ki a felszíni vizek és a talajvíz nitrátszennyezettsége között. Azokon a területeken, ahol jelentős mezőgazdasági tevékenység folyik, és a talajvíz kis mélységben található, a patakok gyakran már a felső szakaszon nitráttal szennyezettek, és a talajvíz nitrát koncentrációja is magas. Észak-Nyugat Franciaországban összehasonlították két patak (La Roche és Le Moulinet) vízgyűjtőjében zajló folyamatokat. Az egyik patak medrében gránit található, míg a másik patak agyagpala mederben folyik. A gránitmederben folyó patak esetében a patak vizének nitrát koncentrációja csökkent a patakfolyás mentén, az agyagpala mederben folyó patak esetében ez a folyamat nem volt észlelhető. A jelenség

magyarázata érdekében elemezték a talajvizet, megfigyelték a redox körülményeket (a ferro ion meghatározására gyorsesztesztet használtak), a patakmeder közelében levő nedves területeket, valamint a patakmeder alatti zónát (hyporheic zone). A vizsgálatok bebizonyították, hogy a nedves ártér talajvize denitrifikációs folyamaton ment át. A partmenti zónában a gránitmederben folyó patak esetében a nitrát széles sávban volt jelen, míg az agyagpala mederben folyó patak esetében csupán egy keskeny sávban találtak nitrátot. A gránitmederben folyó patak esetében az intenzív cserefolyamatokat a patak és a környező zónák között a magas hidrológiai vezetőképességű homokos és tőzeges talaj segíti elő. Ezek a magas hidrológiai vezetőképességű anyagok kétirányú folyamatot segítenek elő, egyrészt a denitrifikált talajvíz folyik a patakba, másrészt a patakból a magasabb nitráttartalmú víz szivárog a denitrifikáló zónába. Ebben az esetben a patak-talajvíz átmeneti zónában intenzív biokémiai folyamatok zajlanak, míg az agyagos pala esetében az alacsony hidrológiai vezetőképesség miatt nem jöhet létre hatékony kapcsolat a felszíni és felszínalatti vizek között. (Grimaldi C., Chaplot V., 2000). A patak folyása mentén csökkenő nitrátkoncentráció vagy a hígulás, vagy a patakban történő nitrátkoncentrációt csökkentő folyamatok következménye. Ezen folyamatokban három különböző eredetű víz vehet részt:

- (a) a mélyebb rétegekből származó víz
- (b) a sekély talajvíz
- (c) a folyómeder alatti zónában (hyporheic zone) található víz.

Az első két eredetű víz a patakot alacsony nitráttartalmú vízzel láthatja el. A kémiai denitrifikáció megtörténhet a mély rétegekben, amelyek kapcsolatban vannak a geológiai anyagokkal, pirit jelenlétében (Koelle W., et al., 1985; Postma D., et al., 1991). Ugyancsak általánosan elismert, hogy a nedves árterek (Hill A.R., 1996; Martin T.L., et al., 1999) és a partmenti erdők, ligetek (Pinay G. et al., 1993; Lowrance R. et al., 1995) jelentős nitrát elnyelő szerepet játszanak a mikrobiális denitrifikáció vagy a vegetáció nitrátfogyasztása révén (Knowles R., 1982). A mederalatti (hyporheic) zóna jelentős szerepet játszik a patak vize és a talajvíz közötti kétirányú transzfer és keveredési folyamatokban (Orghidan T, 1959; Hynes H.B.N., 1983), és különleges környezetet biztosít a biogeokémiai reakcióknak. Amikor az oxigén a felszín irányába transzferálódik, hamar elfogyasztódik a gazdag szervesanyag intenzív metabolikus tevékenysége következtében (Hendricks S.P., 1996). Az oxigén mennyiségének csökkenése redukáló körülményeket teremt, amelyek befolyásolják a biogeokémiai folyamatokat, főleg a nitrátfogyasztást, pl. denitrifikációs folyamatok (Duff J.H, Triska F.J, 1990), néhány esetben ammonifikációs (Rysgaard S., et al., 1996) folyamatok révén. Mivel a meder alatti (hyporheic) zónát főleg a patakvíz látja el, ezért a patakvíz nitráttartalmát csökkentheti a folyás mentén. A transzfer iránya ebben a zónában a hidrológiai gradienstől függ, miközben a folyási hányados (térfogat/időegység) ugyancsak változik a lerakódott anyag permeabilitása és a geológiai

szubsztrátum függvényében (Brunke M, Gonser T, 1997; Morrice J., et al., 1997). A hyporheic folyosónak, az aktív csatorna alatti vertikális, valamint a partmenti zónára történő kiterjedése változik időben és térben, valamint a geológiai szubsztrátum és a lerakódott anyag (Valett H.M., et al., 1996; Morrice J et al., 1997) függvényében. A folyamatokat befolyásolja a vízfolyás morfológiája (Harvey J. W, Bencala K.E., 1993; Findlay S., 1995), valamint hidrológiai és klimatikus tényezők (De Vries J.J., 1995).

2.10. A folyómeder geológiai összetételének hatása a víz nitrátkoncentrációjára

Az Egyesült Államokban a Közép-Appalach hegység 49 folyójának vízgyűjtőterületén tanulmányozták a folyómeder geológiai összetételének hatását a nitrát koncentráció változására. A vizsgált vízgyűjtők nagyrésze erdős területen található, azokban az esetekben, amikor volt mezőgazdasági területek, vagy egyéb kirívó esetek (pl. erdőtűz) fordultak elő az illető vízgyűjtő területén, a nitrátkoncentráció változását ezen jelenségek figyelembevételével magyarázták. A vizsgálatok alapján megállapították, hogy az adott területen a folyók vizének nitrátkoncentráció változást nagymértékben, télen 49%-ban míg nyáron 32%-ban, meg lehet indokolni a folyómeder geológiai összetételével.

Feltételezhető, hogy a folyómeder geológiai összetétele azért volt jobb előrejelzője a folyóvíz nitrátkoncentrációjának mint a talajkémiai tulajdonságok, mivel a geológiai összetételt jobban felmérték regionális szinten, mint a talajkémiai tulajdonságokat, amelyek kisebb skálán változnak a topográfiai, vegetációs, mikrobiális és klimatikus hatások függvényében. A vizsgálatok kimutatták, hogy bizonyos geológiai szerkezetű mederben, pl. mészkő mederben folyó patak vizében magasabb a nitrátkoncentráció, mint más geológiai szerkezetű mederben pl. homokkő mederben folyó patak vizében. Mivel a szakirodalom nem utal arra, hogy bármelyik vizsgált geológiai formáció esetében jelentős rétegek közötti ammonium, nitrát vagy más nitrogéntartalmú vegyületfelhalmozódás lenne, ezért arra kell következtetni, hogy a folyómeder geológiai összetétele *közvetett módon* ellenőrzi a patakvíz nitrát koncentrációját. Az illető geológiai közeg meghatározza kialakuló talajok termékenységét, és ezáltal befolyásolja a nitrogénciklust és a nitrát kimosódást (Karl W. J. Williard et al. 2005).

2.11. A területhasználat és a talajvíz nitrátszennyezettsége közötti kapcsolat

Az Egyesült Államokban, Washington államban az 1990-2000 közötti időszakban a felszín alatti vizek nitrátkoncentrációjának jelentős növekedését észleltek, ami az erőteljes mezőgazdasági tevékenységről ismert Whatcom County-ban komoly aggodalomra adott okot. Az itt folytatott

kutatások során, GIS rendszert használva felmérték a nitrátszennyezés időbeli és térbeli változását a különböző vízgyűjtők és különböző területhasználati osztályba tartozó területek esetében. Ezenkívül megvizsgálták a nitrátkoncentráció változását különböző paraméterek, mint mintavételi mélység, talajvíz újratöltődés, oldott oxigén, folyamatos nitrogénbevitel függvényében (Almasri M., N., Kaluarachchi J.J., 2005). A mezőgazdasági gyakorlat eredményezheti a talajvíz nem pontszerű (diffúz) szennyezését (Hall M.D., et al., 2001; Delgado J.A., Shaffer M.J., 2002), és ezek a diffúz szennyezőforrások leronthatják időben a talajvíz minőségét a sok év szennyezésének kumulatív hatása következtében. (Addiscott T.M., et al., 1992; Shilling K.E., Wolter C.F., 2001). A mezőgazdasági diffúz nitrogén források közé tartozik a műtrágya és trágya alkalmazása gabona, és a zöldségek termesztésében. Jelenleg a műtrágya kiterjedt alkalmazása számít a legjelentősebb nitrát kimosódási forrásnak, főleg a homokos talajokon (Hubbard R.K., Sheridan J.M., 1994). Magas nitrátkoncentrációkat találunk a talajvízben a szarvasmarha istállók és szárnyas farmok, valamint a gazdasági udvarok és tápanyag lerakatok környékén. (Hii B, et al., 1999; Carey B.M., 2002). A mezőgazdasági gyakorlaton kívül diffúz szennyezőforrásnak számít a nitráttartalmú csapadék, nitráttartalmú talajvízzel történő öntözés, valamint a száraz üledékek. A pontszerű szennyezőforrások is jelentősen hozzájárulnak a talajvíz nitrátszennyezéséhez. Pontszerű szennyezőforrásnak számítanak a zónában a szennyvízgyűjtő medencék és a szarvasmarhatenyésztő istállók trágyalé elvezető csatornái. (Cantor L., Knox N.C., 1984; Keeney D.R., 1986; Arnade L.J., 1999; MacQuarrie K.T.B. et al., 2001).

A területhasználat és a talajvíz hosszútávú nitrátszennyezettsége közötti kapcsolatot vizsgálva az 1990-2000 közötti periódusban a tanulmányok kimutatták, hogy a legerőteljesebben szennyezett zónák a szarvasmarha tenyésztő telepek közelében vannak, ezután következnek a mezőgazdasági területek, mint pl. a szőlő/gyömlöcsös, legelő/kaszáló, gabona, majd a lakott területek következnek. Meglepő, hogy a kereskedelmi/ipari zónák közelében is magas a talajvíz nitrátkoncentrációjának középértéke, valószínűleg a közeli mezőgazdasági területekről történő diszperziós, átfolyási folyamatok révén. (Ator S.W., Ferrari M.J., 1997; Tesoriero A.J., Voss F.D., 1997).

2.12. Nitrátszennyezés vizsgálata a folyók vízgyűjtő területén

Az Egyesült Államokban számos felmérés történt a kisebb vízgyűjtők területén található nitrátszennyezésre vonatkozóan.

A Yakima folyó vízgyűjtőjének a területén, Washington Államban, 13%-ában a megvizsgált, talajvízből táplált kutaknak a vizében a nitrát koncentráció meghaladta az EPA által

előírt maximális értéket, potenciális veszélyt jelentve ezáltal az ezen kutakat használó lakosság számára. (Führer G.J. et al., 2004).

Kutatások különböző vízgyűjtő rendszerekben (Pierre D, 1983) kimutatták, hogy

(a) a vízben található nitrátkoncentráció növekedése egyenes kapcsolatban van a csapadék mennyiségével, és a mezőgazdasági tevékenység mértékével.

(b) kapcsolat van a mezőgazdasági gyakorlat és a víz minősége között (az átlagos nitrát kimosódás ugyanolyan időtartam alatt, erdő, vegyes mezőgazdasági terület és intenzíven használt mezőgazdasági terület esetében 9, 22 and 53 mg/l).

A vizsgált terület földrajzi szerkezete befolyásolja a nitrogénmozgás dinamikáját, és a puffer zónák csökkentik a nitrát kimosódását. Az Aurade (Franciaország) vízgyűjtő területén végzett kutatások (Dugast Ph, 1999) szerint, a talaj nitrát koncentrációjának mérése alapján bizonyítást nyert a folyók partja mentén levő füves csíkok hatékonysága. Egy 8-10 m széles füves csík elegendőnek bizonyult a nitrátbemosódás jelentős csökkentésére.

A vízgyűjtő területen történő folyamatok modellezésére is történtek kísérletek, mivel a kisebb vízgyűjtő területeken levő víz egységesen kezelhető, és a folyamatok előrejelzése lehetségesnek látszik. Egy tanulmány, amelyet 2006-ban közöltek, kombinálja a geostatistikai technikákat, párhuzamosan a vízfolyások szimulálásával és a részecskék mozgásával abból a célból, hogy nitrát kimosódás és transzport scenáriókat fejlesszen ki. A scenárió szimulációt kipróbálták a gyorsan urbanizálódó Llaga vízgyűjtőjében, ahol a talajvíz az egyetlen ivóvízforrás. A tanulmány kulcseleme a víztározó rendszer heterogén körülményei között alkalmazható pontos modell kifejlesztése az új geostatistikai technika használatával, amely képes figyelembe venni a bizonytalan adatokat. Ez a modell egy valódi tesztelési lehetőséget biztosít a nitrát koncentrációk előrejelzésére, beleértve a mélyebb kutak nitrátszennyeződését is, mivel a geokémiai adatok azt mutatják, hogy nem valószínű a lefele szivárgó nitrát denitrifikációja (Carle S.F., et al., 2006)

Egy 2005-ben közzétett tanulmányban bemutatják két kis vízgyűjtőterületen végzett vizsgálatokat, amelyek során kapcsolatot teremtettek az antropogén tevékenységek (mezőgazdaság, kommunális szennyvíz), a kibocsátott nitrátmennyiség, a kimosódás mértéke és a mért nitrát koncentrációk között. A tanulmányban figyelembe vették a talaj/talajvíz rendszerben lezajló denitrifikációs folyamatokat, amelyek nagymértékben ellenőrzik a felszíni vizekbe jutó nitrát mennyiségét. Kulcsfontosságú tényezők, amelyek befolyásolják ezt a folyamatot: a szerves szén mennyisége, a geológia, vízmennyiség és a talajvíz újratöltődési üteme, valamint a talajvíz tartózkodási ideje. A MONERIS emissziós modell alkalmas eszköz arra, hogy kvantifikálja ezen paraméterek között levő viszonyokat a vízgyűjtő szintjén. Azokon a területeken, ahol kevesebb csapadék van és a talajvízben levő nitrát koncentrációja magasabb lehet a kisebb mértékű dillúció miatt, problémák jelentkezhetnek az ivóvízellátás szempontjából, ugyanakkor kevésbé jelentkeznek

problémák a folyókba történő nitrátkimosódás szempontjából, mint azokon a területeken, ahol magas csapadékmennyiséggel számolhatunk (Zessner M, et al., 2005)

2.13. A nitrát kimosódási folyamatok modellezése

A nitrát kimosódás mértéke és a környezeti tényezők, illetve a gazdálkodási gyakorlatok közötti összefüggések kiderítése céljából számos kísérletet hajtottak végre. Mivel a terepen való vizsgálatok és mérések elvégzésére korlátozott anyagi és idő keret áll a kutatók rendelkezésére, ezért a nitrát kimosódás és szennyeződés mértékének előrejelzésére főleg regionális szinten matematikai modelleket fejlesztettek ki. Egyes modellek mint pl. MIKE SHE (DHI, 1999) és a MODFLOW (Harbaugh A.W., et al., 2000) hidrológiai irányultságú kevesebb részlettel a nitrogén biokémiai folyamataira vonatkozóan; más modellek mint pl. a CENTURY és SOILN (Liu S. et al., 2000; Johnsson H. et al., 1987), tartalmazzák a nitrogén átalakulási folyamatait, de kisebb mértékben kezelik a hidrológiai jelenségeket. Későbbi kutatások során igyekeztek a két típusú modellt összehangolni, és növelni a modellezés megbízhatóságát. Ezen kutatások eredményeképpen egy biogeokémiai modellt dolgoztak ki, amely a NO_3^- kimosódást előrejelző eszközként használható, és alkalmas a farm gazdálkodás tervezési folyamatának segítésére (Li C., et al., 2006). A DNDC modell, összehasonlítva más létező biogeokémiai modellekkel mint pl. CASA, CENTURY, vagy Roth-C (Potter C.S., et al., 1993; Johnsson H., et al., 1987; Jenkinson D.S., 1990), a N átalakulás viszonylag teljes folyamatát tartalmazza úgy aerob, mint anaerob körülmények között. A DNDC modellben ezenkívül egy egydimenziós vízáramlási modellt is kifejlesztettek (Li C. et al., 1992; Zhang Y. et al., 2002a, b). A létező modellek alapot képeznek az újabb modellek kidolgozására a N kimosódás tekintetében.

Az Egyesült Államokban nemrégiben két országos szintű non-lineáris modellt fejlesztettek ki (Nolan BT, Hitt KJ, 2006), amelyek

- 1) előrejelzik a sekély kutak (< 5 m mélységű) diffúz eredetű nitrátszennyezését
- 2) előrejelzik a mélyebben fekvő ivóvízforrások környezetének nitrátszennyezését.

Az új modelleknek több előnye is van az eddigi országos szintű modellekhez képest. Először is előrejelzik a nitrátkoncentrációt (inkább mint az előfordulás valószínűségét), amelyet közvetlenül össze lehet hasonlítani a vízminőségi kritériumokkal. Másodszor a modellek külön kezelik a nitrogénforrásokat, és a fizikai tényezőket, amelyek erősítik vagy akadályozzák a nitrogén transzport és akkumulálódási folyamatokat a talajvízben. Végül minimalizálják a kisléptékű variációkat, így a nagyléptékű nitrogénkimosódás, a klíma és a víztározó tulajdonságainak a befolyása valóságghűbben azonosítható.

Magyarországon kidolgozták a 4 M modellt (Magyar Mezőgazdasági Modellezők Műhelye) amely a nitrogénforgalom lépéseit hét modul segítségével szimulálja:

1. Urea hidrolízise, 2. Mineralizáció, 3. Immobilizáció, 4. Nitrifikáció, 5. Denitrifikáció, 6. Növényi felvétel, 7. Nitrát-N mélybe mosódása. A modell kidolgozásához egy létező modell (CERES-modell) nitrogén modulját használták fel. A fontosabb input adatigények a következők: a trágyázás napja, a trágya típusa, a hatóanyag mennyisége, a bedolgozás mélysége. Szükséges a talajrétegek néhány hidrofizikai paramétere (holtvíztartalom, szántóföldi vízkapacitás, vízáteresztő képesség). Induláskor az elővetemény szerves maradványainak mennyisége, C/N aránya, szénhidrát-, cellulóz és lignintartalma, a bedolgozás mélysége, időpontja, a talajrétegek vastagsága, humusz-, mésztartalma, pH-ja, a szemcsefrakciók megoszlása, nitrát és ammónium-koncentrációja, a P és K tartalom (Kovács Géza J., Fodor Nándor, 2005),.

2.14. Ivóvízkutak nitrát szennyezése

A talajvíz könnyen elérhető és kézenfekvő ivóvízforrás főleg a vidéki lakosság és a kis közösségek számára, amelyek nem férnek hozzá felszíni vizekből nyert ivóvízhez. Általában a talajvíz mindenütt megtalálható, legalábbis a háztartási szükségletek kielégítéséhez szükséges mértékben, és a felszíni vizeknél stabilabb mennyiségben, főleg szárazság esetén és viszonylag védettebb a szennyeződésektől. A talajvízből nyert ivóvíz általában nem szorul semmilyen kezelésre, habár az utóbbi időben számos kútból vett minta nitrát, bakteriális, szerves vegyszerekkel és nehézfémekkel történő szennyezettsége megrendítette az egyéni kutakból származó ivóvízbe vetett bizalmat. A nitrát kimosódás és a nitrát felszíni illetve felszín alatti vizekbe való jutása következtében az algák elszaporodásával eutrofizációs folyamatokkal, a vízi ökológiai rendszerek sérülésével, valamint egészségügyi kockázattal kell számolnunk. (Beman J. et al, 2005, Wolfe A.H, Patz J.A., 2002). Ezért a világon számos vizsgálatot végeztek az ivóvízkutak nitrátszennyezésének felmérése tekintetében.

Az Egyesült Államokban a rendelkezésre álló felszín alatti vizek mennyiségét 12000 km³-re becsülik, így legalábbis elméletileg mindenütt, kis mennyiségben mindenképpen elérhető vízmennyiséget találunk (U.S. Geological Survey, 2000).

Az Egyesült Államokban számos felmérést készítettek a kutak nitrátszennyezettségére vonatkozóan, és egyes felmérések szerint a 4.5 millió lakos fogyaszt olyan kútvizet, amelyben a nitrátkoncentráció meghaladja a megengedett 10 mg/l nitrát-nitrogén mennyiséget (Kite-Powell A.C., Harding A.K. 2006).

Az 1993-2000 periódusban végzett felmérések alapján a tesztelt kutak 9%-ban a nitrát koncentráció meghaladta az EÁ Környezetvédelmi Ügynöksége (EPA) által meghatározott határértéket a 10 mg/l (N-re vonatkozó) értéket (Nolan, B. et al., 2002).

Az Oregonban a Dél Willamette völgyben egy méréssorozatot végeztek a települések kútjaira vonatkozóan a 2000-2001 periódusban, amelyet megismételtek 2002-ben és a második méréssorozat (a lakosság gyors növekedése mellett) a nitrátszennyeződés jelentős növekedését mutatta ki. Magasabb nitrátkoncentrációt találtak a Willamette folyó holocén kori üledékeiben és pleisztocen homok és kavics lerakódásaiban (Kite-Powell A.C., Harding A.K. 2006).

Egy 2006-ban közzétett tanulmány szerint, az Egyesült Államok minden államát magába foglaló felmérés során megállapították, hogy a vizsgált 3465 kút 8%-ban a nitrátkoncentráció meghaladja az EPA által engedélyezett 10 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ értéket (Focazio M.J., et al., 2006).

Missouri vidéki területein 201 kút vizét vizsgálták meg, és a vizsgált kutak 22 %-ban haladta meg a nitrátkoncentráció a Környezetvédelmi Ügynökség (EPA) által megengedett értéket. Ezen tanulmány alapján a nitrátkoncentráció mértéke főleg a kút mélységével, a kút építési módszerével és a kút elhelyezésével hozható kapcsolatba (Sievers D.M., Fulhage C.D., 1992).

Egy 2008-ban közzétett tanulmány szerint (Rupert, M.G., 2008) az Egyesült Államokban a kútvizek nitráttartalmának a növekedését tapasztalták. A tanulmányban bemutatott eredmények szerint az Egyesült Államok több különböző, főleg mezőgazdasági régiójában, összesen 495 ivóvízkutat vizsgáltak, amelyek 24 kút-hálózatot képeznek. A kút-hálózat egy adott területről véletlenszerűen, az adott területen a talajvíz nitrátszennyezettségének vizsgálata céljából kiválasztott, átlagban 30 kutat jelent. Minden kutat megvizsgáltak az 1988-1995 periódusban, majd újra minden kútból mintát vettek a 2000-2004 periódusban. Az eredmények statisztikailag szignifikáns nitrátkoncentráció növekedést mutatnak 7 esetben, a vizsgált 24 kút-hálózat közül. Az átlagos nitrátkoncentráció ebben a 7 esetben meghaladja a Környezetvédelmi Hivatal által engedélyezett 10 mg/l nitrát-N értéket. A nitrátkoncentráció egyetlen kút-hálózat esetében csökkent. A tanulmány tartalmaz a vizsgált talajvíz korára vonatkozó becsléseket is, amelyek szerint feltételezhető, hogy a talajvíz megnőtt nitráttartalma a második világháború utáni megnövekedett műtrágyahasználat következménye.

Dél Karolinában, amely tipikus déli mezőgazdasági állam, mivel az egyéni ivóvízkutak építése nem kötött engedélyeztetési folyamathoz, ezért egy tanulmányt készítettek, amely elhelyezés-kiválasztási kritériumokat állapít meg az ásandó kutak vizének nitrát koncentrációjának előrejelzése céljából a geológiai tulajdonságok, valamint a potenciális szennyeződések kombinációját felhasználva. A vizsgálatok során 70 egyéni kutat vizsgáltak meg, és 20 kútban találtak emelkedett (10 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ -nél magasabb) értéket. A GIS felhasználásával quantifikáltak

négy változót, amelyek befolyásolják a kút nitrátszennyezettségének valószínűségét: népsűrűség, terület borítottság, lejtő, talaj típusa (Aelion C.M., Conte B.C., 2004).

Az Európában rendelkezésre álló vízmennyiséget évente 3100 km³-re becsülik, ami 10,2 millió km²-re évente átlagban 304 mm/év vagy 9,6 l/s-ot jelent négyzetkilométerenként. Ez a mennyiség ekvivalens 4560 m³/fő évi vízmennyiséggel 680 millió személy esetében. Ha ezt összehasonlítjuk a 700 m³/év vízfogyasztással (1920 l/fő) Európában, akkor azt a következtetést vonhatnánk le, hogy Európában nem kell vízhiánytól tartani. Ez a vízmennyiség azonban nem oszlik el egyenletesen térben és időben (Stanners D., Boudreau Ph., 1995).

Litvániában a vidéki lakosság egy harmada nyeri az ivóvizet sekély kutakból. Egy 2005-ben közölt tanulmány szerint (Rutkoviene V., et.al., 2005) a vizsgált kutak 66%-ban a víz nitráttal szennyezett. A szezonális vizsgálatok kimutatták, hogy a nitrátszennyezés a legmagasabb értékeket március és július között éri el, míg a legalacsonyabb értékeket szeptember és február között. A kutatások során kimutatták, hogy a kútban található nitrátszennyezésre a legnagyobb hatással a kút körül található szennyezőforrások (istálló, trágyadomb, stb) távolsága, és a kút környékén folytatott emberi tevékenységek vannak.

Magyarországon a '60-as években a vidéki lakosság csupán 5,2 %-a használt vezetékes vizet, 4,8 %-a közkutakból jutott ivóvízhez, 52,6 % saját kutat használt, míg 37,4 % egyéb forrásokból szerezte be az ivóvizet. A különböző típusú kutakban (közkút, saját kút, stb.) a vízminőség 40,2-97 %-ban nem felelt meg az előírt szabványoknak (Berky L., Pálincás L., 1976), ezután indult a vezetékes víz bevezetésére vonatkozó kormányprogram, így jelenleg az egyéni ivóvízkutat használó lakosok száma nagy mértékben csökkent. .

Romániában megközelítőleg 7,7 millió lakos nyeri jelenleg is az ivóvizet egyéni kutakból, ami az összlakosság 34,4 %-át jelenti. Tekintetbe véve a vidéki települések nagymértékű szórt eloszlását, és a falvak nagy számát (több mint 13000), számításba vehetjük, hogy az egyéni ivóvízkutakat még hosszú ideig használják Romániában ivóvíznyerés céljából. Napjainkban a vidéki lakosság 66,3 %-a nyeri az ivóvizet egyéni kutakból (Dumitru C., et al, 2001).

2.15. A nitrátszennyezés közegészségügyi vonatkozásai

A methemoglobin a hemoglobinnak az a formája, amelyben a vas két vegyértékű (ferri) állapotára redukálódik, és képtelenné válik az oxigén szállítására. A methemoglobinemia (blue baby syndrome) akkor következik be, ha a vérben található methemoglobin aránya elég nagy ahhoz, hogy a cyanosis klinikai szimptomái megjelenjenek. Ez általában akkor következik be, ha a vérben található hemoglobin 15 %-ban átalakul methemoglobinná. A methemoglobinemia különböző okok miatt következhet be, beleértve a genetikai hibáit a kulcs methemoglobin redukáló enzimeknek, a

hemoglobin genetikai abnormalitásait, amelyek a proteint alkalmassabbá teszik az oxidációra az oxidáló vegyületek, (beleértve a nitritet) hatására. (Alexander A. A., 1999). A hat hónap alatti csecsemők különösen érzékenyek a methemoglobinemiára, mivel kisebb mennyiségű kulcs enzimmel (NADH-cytochrome *b*₅ reductase (methemoglobin reductase)) rendelkeznek, amely visszaalakítja a methemoglobint hemoglobinná. A csecsemők ezt az enzimet körülbelül 6 hónapos koruk után kezdik a felnőttekhez hasonló szinten termelni (Lukens J.N., 1987). Noha számos jelentés szerint a csecsemők vérében található magas szintű fetal hemoglobin hozzájárul a methemoglobinemia kialakulásának valószínűségéhez, bizonyítást nyert, hogy a fetal hemoglobin ugyanolyan redox potenciállal és auto-oxidációs rátával rendelkezik, mint a hemoglobin A, és így nem járul hozzá a megnövekedett veszélyeztetettséghez (Lukens J.N., 1987).

A klinikai megfigyelések szerint, ha egy 5,4 kg testsúlyú csecsemő táplálékának elkészítéséhez 44 mg/l nitráttartalmú ivóvizet használtak fel, a methemoglobin a vérben a tüneteket okozó szintet még nem érte el. Erre alapozva az ivóvíz javasolt nitrát határértékét a WHO 1959-ben 50 mg/l-ben majd 1971-ben 45 mg/l-ben határozta meg. A javaslat alapján a különböző országok szabványai az ivóvízben megengedhető, illetve a csecsemőknek alkalmas ivóvíz nitráttartalmát 15-50 mg/l-ben határozták meg. A korabeli magyar szabvány (MSZ 448/31-67) szerint a „kifogástalan ivóvíz”-ben a nitrát-ion legfeljebb nyomokban lehet jelen, az ivóvíz „elfogadhatónak” vagy „tűrhetőnek” minősíthető, amennyiben a nitrát koncentráció 40 mg/l alatt van. A jelenlegi szabályozás (201/2001 Kormányrendelet), az EU tagállamaiban érvényben levő egységes szabályozás alapján az ivóvíz nitrát maximális koncentrációját 50 mg/l-ben határozza meg.

Az ivóvíz magas nitráttartalma és a methemoglobinémiás esetek száma közötti összefüggésekre már kétszáz évvel ezelőtti megfigyelésekben történtek utalások Japánban (kuroko-“fekete baba”). A szakértők figyelme 1945 után terjedt ki erre az összefüggésre (Virágh Z., 2004).

Magyarországon az első eseteket az ötvenes években írták le, Révész (1952) és Bodó (1953). Az ivóvízkutak vizének rossz vízminőségét orvosolandó a hetvenes években kormányprogramot kezdeményeztek a vidéki lakosság vezetékes vízzel való ivóvízellátása érdekében, és ennek eredményeként 1996-ra csupán 61 falu maradt vezetékes vízellátás nélkül. Ezen intézkedések eredményeképpen számottevően csökkent a methemoglobinémiás esetek száma, így az 1977-ben 293 esetet (7 halálos) míg 2003-ra egyetlen esetet sem észleltek. (Végh E. et al., 1999). Ezzel a folyamattal párhuzamosan a talajvíz nitrátkoncentrációja folyamatosan növekedett (Bényi M., et al., 1999).

Romániában az 1984–1995 közötti időszakban, a nitráttal szennyezett kútvíz fogyasztása következtében 346 methemoglobinémiás esetet regisztráltak a 0-1 éves korcsoportban, melyből 80 esetben a mérgezés a gyermek halálával végződött (Tănase I., et al., 1997). Jelenleg a

methemoglobinemias esetek száma csökkent a 0-1 éves korcsoport esetében, a palackozott víz használata következtében.

A magas nitráttartalmú víz fogyasztásának egyéb közegészségügyi vonatkozásait is tanulmányozták. A nitrit olyan vegyületekké is átalakul, amelyek rákkeltő anyagként ismertek a laboratóriumi állatkísérletek esetében. Így feltételezhető, hogy ezek a vegyületek megnövelik az emberi rák kialakulásának valószínűségét.

Például egy 2007-ben közzétett tanulmány bemutatja a hólyagrák és a magas nitrátkoncentrációjú ivóvíz fogyasztása közötti kapcsolatot Taiwanban. Az 1999 és 2003 közötti hólyagrák okozta halálos eseteket összevetették a Taiwani Ivóvízellátó Társulattól kapott, a településeken levő ivóvízben mért nitrátkoncentrációkkal. Feltételezték, hogy az illető lakos a lakóhelyén található víz okozta nitrátkitettségnek volt az alanya. A tanulmány eredményei azt mutatják, hogy szignifikáns pozitív összefüggés van az ivóvíz nitrátkoncentrációja és a hólyagrák okozta elhalálozás kockázata között (Chin H.F., et al., 2007).

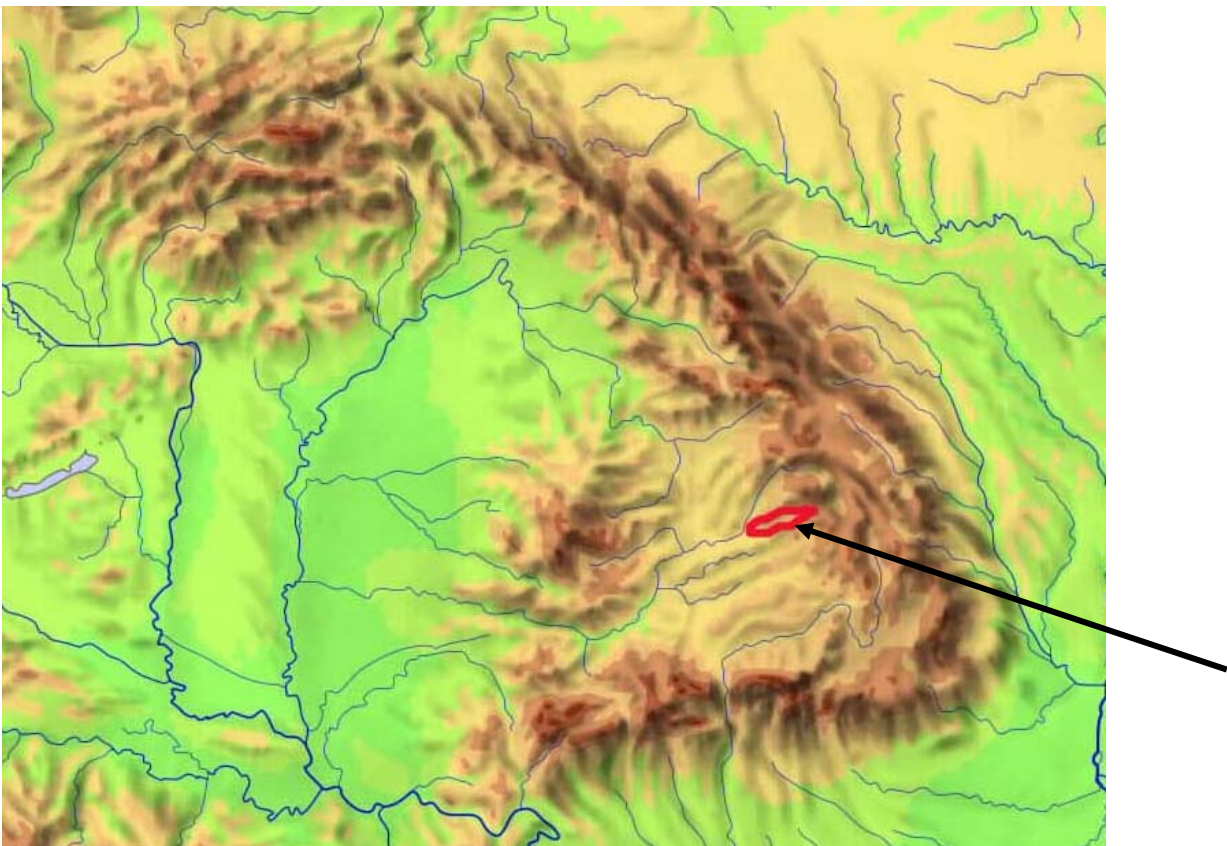
Egy másik ugyancsak Taiwanban készült tanulmányban az ivóvíz nitrátkoncentrációja és a vastagbélrák által történt elhalálozások közötti kapcsolatot vizsgálták. A tanulmány eredménye szerint nem mutatható ki statisztikailag szignifikáns összefüggés az ivóvíz nitrátkoncentrációja és a vastagbélrák okozta elhalálozás kockázata között (Chun Y.Y. et al. 2007).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A vizsgálati terület bemutatása

3.1.1. A vizsgálati terület elhelyezkedése

A vizsgálati terület a Nyárád folyó vízgyűjtő területe. A Nyárád folyó a Kárpát-medence keleti részén a Tisza vízgyűjtő területén található, a Maros bal oldali mellékfolyója. A Tisza vízgyűjtő területén a Keleti Kárpátokból, a Nyárádhoz hasonlóan számos kisebb folyó ered, ezért a kiválasztott mintaterületen végzett kutatások eredményei mérvadóak lehetnek a hasonló méretű mellékfolyók esetében is.



2.ábra. A vizsgált terület elhelyezkedése a Kárpát medencében

3.1.2. A vizsgálati terület földtani története

A Erdélyi-medence kialakulásának kezdetét körülbelül 25 millió évvel ezelőtre tehetjük, amikor a miocén korszak elején megélénkültek a hegységképző mozgások, és hatalmas vulkanikus tevékenység kíséretében feltorlaszolták a Kárpátok koszorúját. Az Ósföldközi-, vagy Thétisz-tenger északi ága egyre zsugorodik. A kéregmozgások következtében teljesen elszakad a déli résztől, és a mai Erdély területén egy beltenger jön létre, melynek az "évmilliói" meg vannak

számlálva. A paleogén és az alsó miocén korszakban az Erdélyi-medence lassú süllyedő és emelkedő mozgásokat végez, és így többször előnti a tengervíz, és többször kiszárad. E folyamatoknak, és a forró éghajlatnak a következtében a medence peremén és főleg az alján hatalmas sótelepek alakulnak ki, melyek az alsó miocén végén teljesen kiemelkedve az egész medencével szárazulattá válnak (Josán N., 1979). A középső miocénben a tenger újra elborítja a medencét, és ekkor a beleömlő folyók hatalmas hordalékréteget raknak le. A tengerbe hulló nagy mennyiségű vulkáni hamu szintén ide rakódik le, kiterjedt dacit és andezit tufa szinteket alkotva. Az összlerakódás vastagsága eléri a 4000 métert. A szarmata korszakban újra tengervíz borítja el a medencét, helyenként jelentős akár 1500 m-es vastagságú márgás és homokos üledéköszletet képezve. A Szarmata rétegeket a Maros és a Küküllő közötti részen pannon (pliocén) korú üledékek fedik el, mely főként a strukturális felboltozódások (dómok) közötti területeken települnek a legvastagabb rétegrendben. A terület fejlődéstörténete a szarmata sósvízi környezetből a fokozatosan édesvízi környezetűvé alakul (pliocén), majd ezt is felváltja a tavi, folyóvízi üledékképződési környezet (felső pliocén). A pleisztocén folyamán már az egész medence teljesen szárazzá válik. Ezután alakult ki a jelenlegi állapotában az Erdélyi-medence, amely folyóvölgyekkel és szárazvölgyekkel aprólékosan felszabdalt dombvidék, gazdagon tarkítva a keményebb kőzetek réteglépcsőivel és különböző típusú csuszamlásokkal (Mac I., 1972). A medence tengerszint feletti magassága 200 és 1000 m között változik. Legalacsonyabb pontjai a Maros és a Szamos kilépése (180–190 m); a legmagasabbak a parajdi Sóvidék felszabdalt vulkáni törmelékes fennsíkjának maradványhegyei (Bekecs 1079, Siklód 1025, Firtos 1060 m).

A doktori értekezésemben vizsgált területet, a Nyárad vízgyűjtő területét keletről a vulkáni eredetű Görgény havasok nyugati vonulatai (Mező-havas, Bekecs), nyugatról pedig a Maros folyó határolják.

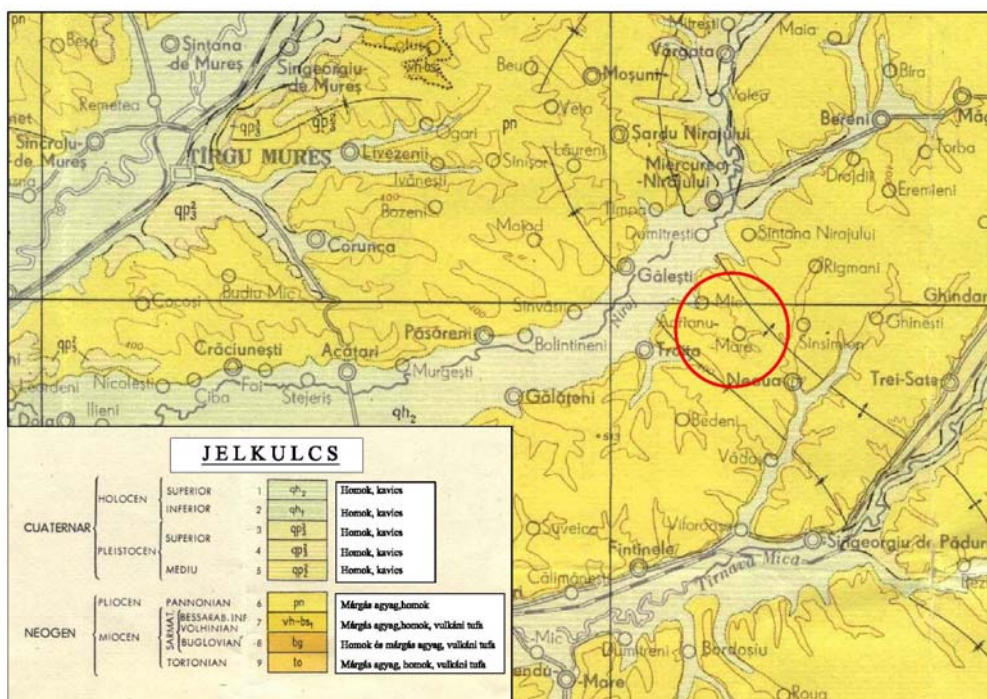
A Nyáradmente felszín közeli földtani és geomorfológiai viszonyait (3.ábra) főként a pannon üledékek közettani és morfológiai adottságai határozzák meg. A Pannon alatt az itt húzódó sekélyvizű tengerekben főként vörös agyag és márga képződött (meleg és nedves körülmények között). A pannon üledékek lehatárolása és korrelációja a speciális körülmények miatt számos akadályba ütközött. A pannon (pliocén) üledékeket 3 főbb üledékképződési szintbe sorolták be. Az agyagos és márgás felszínek átnedvesedve kitűnő csúszópályát szolgáltatnak.

A vizsgált terület morfológiáját főként a sótektónikai folyamatokkal magyarázható felboltozások (dómok), és antiklinális-szinklinális területek kialakulása jellemzi. A struktúrákkal szorosan összefüggő völgyhálózat alakult ki.



2. ábra. Földtani képződményeket és lejtőmozgásokat ábrázoló térkép a Nyárad vízgyűjtő területéről (Lucian M., 1983)

A dolgozatban legrészletesebben bemutatott terület (4. ábra), az Adorjáni völgy (Dorman patak völgye) a erdélyi medence ezen térségére jellemző felboltozódások találkozásánál helyezkedik el, egy szinklinális mentén. Ebből adódóan főként, a délkelet- északnyugat irányultságú völgy délnyugati oldala kedvez a lejtős tömegmozgások kialakulásában.

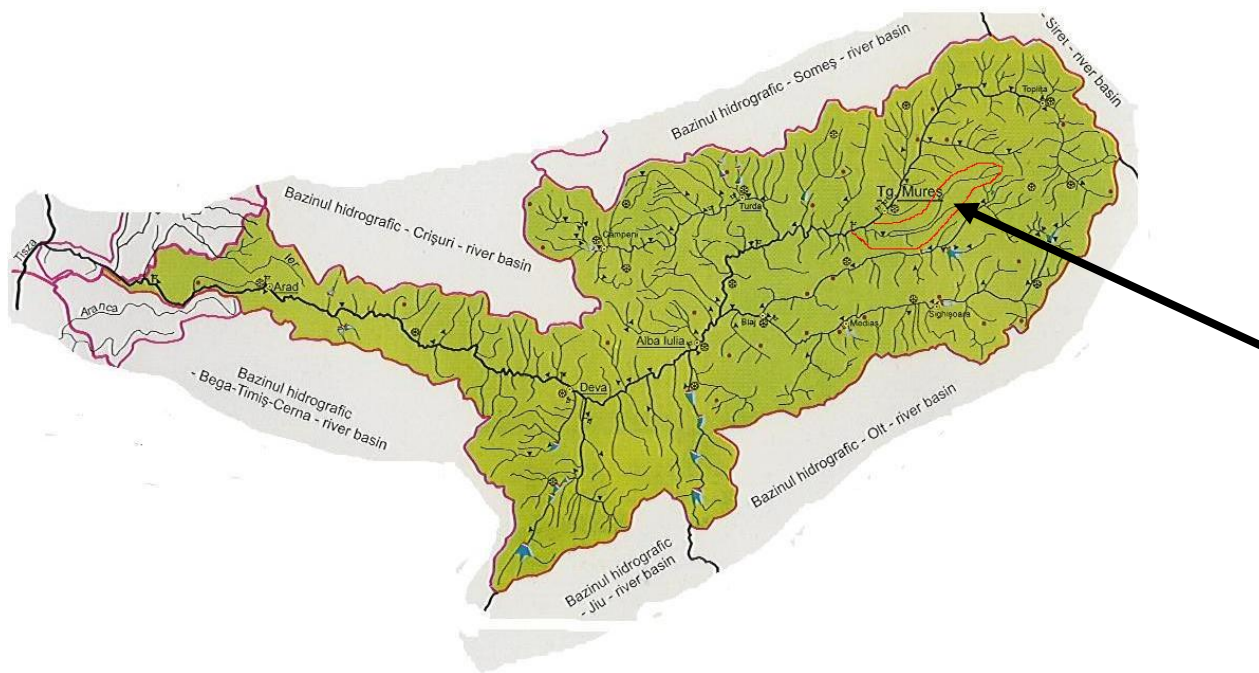


4. ábra. A Dorman patak völgyének geológiai térképe (Harta geologică a României)

3.1.3. Morfológiai és hidrológiai jellemzés

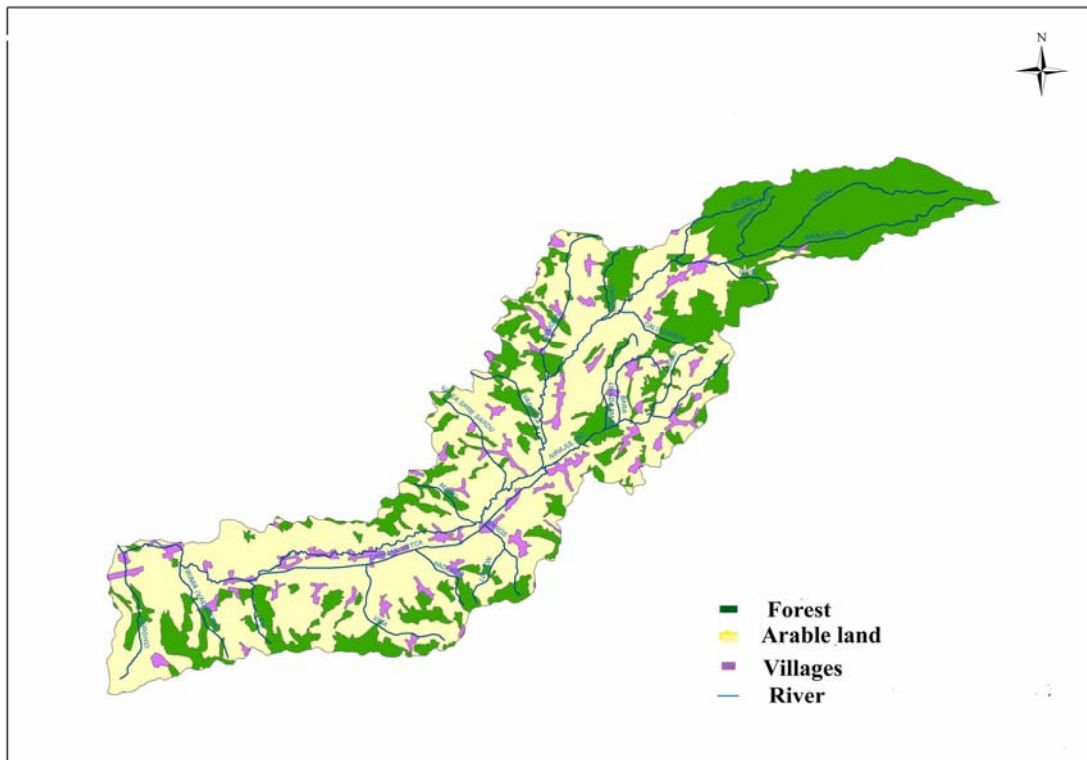
A Nyárád a Maros baloldali mellékfolyója (5.ábra), forrása 1300 m-en a vulkánikus eredetű Görgényi havasokban található, hossza 79 km, Nyárádtőnél, 300 m-en, torkollik a Marosba.

A Nyárád vízgyűjtőjének területe 625 km² (Ujvári, I.,1972), 63 település található rajta, ezzel tradicionálisan Erdély egyik legsűrűbben lakott területének számít.



5. ábra. A Maros vízgyűjtő területe (DAM), bejelölve a Nyárád vízgyűjtő területe

A Nyárád (5.ábra) jellegzetes kárpátmedencei folyó, és azzal a sajátossággal is rendelkezik, hogy megtalálható mindhárom a Víz Keret Irányelv (EC /60/2000 , WFD) szerinti víztest típus a vízgyűjtő területén. A forrástól a Nyárádszereda felett épített ideiglenes tározóig természetes víztestről beszélhetünk. Idáig a Nyárád sebes folyású, nagy köveket görget, Vármezőig hegyi patak jellegű. A Nyárádszeredától kezdődő középső és alsó szakaszon erősen módosított víztestet találunk, és az ugyancsak ezen a szakaszon található Vécke árok mesterséges víztest. A Nyárád völgye a középső és alsó szakaszon kb. 2 km széles, ami az átlagos vízhozamot figyelembe véve (3,6 m³/s) szokatlanul szélesnek számít. A völgy asszimmetrikus jellegű, a folyó a völgy jobb oldalán helyezkedik el. A vízgyűjtőre jellemző, hogy hóolvadás vagy áradások esetén a vízhozam jóval meghaladja a sokéves átlagot (a maximális mért hozam 330 m³/s, 1970 május 14-én). Áradáskor nagy mennyiségű hordalékot hoz a folyó, ezért (a sárgás szín miatt) kapta a népies „szőke Nyárád” elnevezést. A vízgyűjtő területen az erdővel borított területek aránya nagyon szerény, inkább a felső szakaszra jellemző (6.ábra).



6. ábra. A Nyárad vízgyűjtő területe (Corine Land Cover)

A vízgyűjtő területén valamikor számos tó, vizes élőhely létezett (7.,8. ábra), amelyből jelenleg csupán néhányat találunk meg eredeti formájában, a többit lecsapolták, vagy feltöltötték mezőgazdasági terület nyérése céljából.



7.ábra Tó a vízgyűjtő felső szakaszán



8.ábra Tó a vízgyűjtő középső szakaszán

A Nyárad vízgyűjtő területén található vízhálózat az utóbbi 200 esztendőben jelentős változásokon ment át, főleg a vízgyűjtő alsó és középső szakaszán.

Az első katonai felmérés alkalmával készített térképen azt látjuk, hogy az ártéren mocsaras területek, vizes élőhelyek találhatóak (Timár G., et.co, 2007). Amennyiben összehasonlítjuk az első, és második katonai felmérés alapján készült térképeket a jelenlegi térképekkel, akkor jól megfigyelhetők ezek a változások például a vízgyűjtő középső szakaszán. Az alábbi ábrákon

(9.ábra., 10.ábra) a Nyárádgálfalva és Backamadaras térségében a Nyárád árterületén történő változások láthatóak.

A vízgyűjtő középső és alsó szakaszára jellemző, hogy a mellékfolyók nagy része a völgy bal oldaláról származik. Valószínűleg ezen patakok által hozott hordalék töltötte fel a völgy bal oldalát és taszította a folyót a völgy jobb oldalára.

A települések a völgy jobb oldalán (többnyire a folyó jobb partján) helyezkednek el, valamint a völgy bal oldaláról eredő patakok (pl. Lucson patak, Dorman patak) viszonylag hosszú völgyeiben. Ez a településszerkezet is azt mutatja, hogy valamikor a völgy központi részét (a Vécke és a Nyárád között elhelyezkedő 1-2 km széles területet) árterületnek tekintették, és ennek megfelelő gazdálkodási formát alakítottak ki rajta.



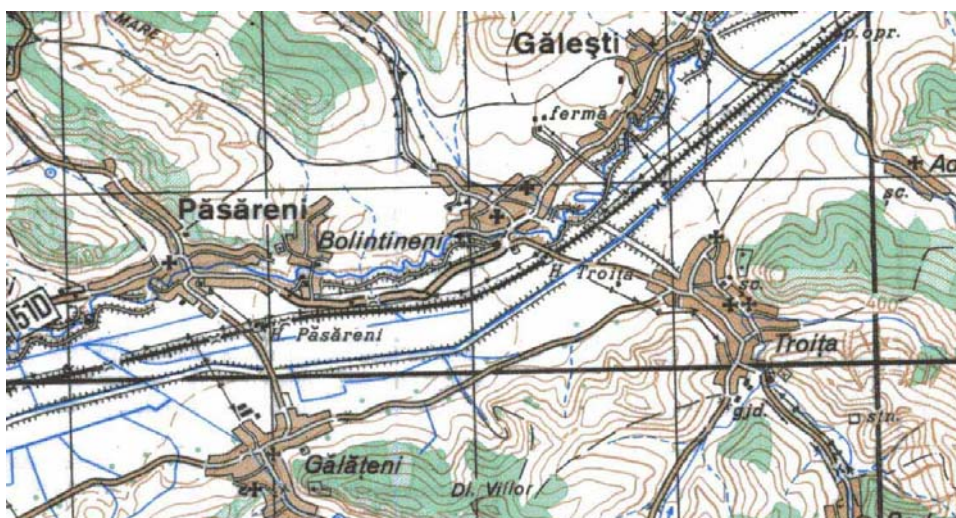
9.ábra. Közép-nyárádmenti tájszerkezet Gálfalva és Backamadaras között az első katonai felmérés (1763-1785) alapján

Az első térképen (1:28 800), 9. ábra, az árteret csupán utak szabják át, jól láthatóak a tavak, mocsaras területek, nedves rétek, ha megfigyeljük ugyanennek a területnek a helyzetét a 100 évvel később készített második katonai felmérés alkalmával készült térképen (1:28 800), 10. ábra, akkor azt tapasztaljuk, hogy a mocsaras terület aránya jelentősen visszaszorult, csupán Gálfalva határában találunk mocsaras területeket (Timár G., et.co, 2007).



10. ábra. Közép-nyárádmenti tájszerkezet Gálfalva és Backamadaras között a második katonai felmérés (1806-1869) alapján

A jelenlegi térképet (1:100 000), 11. ábra vizsgálva azt tapasztaljuk, hogy a mocsaras területek teljesen eltűntek. Az itt valamikor létező rétek, legelők, valamint föld/víz átmeneti zónák is eltűntek, és a terület teljességgel mezőgazdasági használatban van. A folyót szabályozták, a Vécke csatorna és a hozzá tartozó vízrendszer szintén szabályozott, a lecsapolt területeken szántóföldek találhatóak. A Vécke csatorna jelenleg teljesen elvágja a déli oldal vízrendszerét a folyótól.



11. ábra. A Közép-nyárádmenti tájszerkezet Gálfalva és Backamadaras között napjainkban

A feljegyzések szerint több mint háromszáz éve a Nyárád völgyének középső szakaszán egy mindmáig figyelemreméltó koncepciót tükröző munkálatot végeztek. A Verőfény pataktól kezdve

egész Fintaházaig egy levezető csatornát (Vécze árok) ástak a völgy bal oldalán. A történelem során az elkészített munkákat különböző állapotokat ért meg. Orbán Balázs 1868-ban a „Székelyföld leírásában” így ír róla: „a Vécze medre betölt, pedig hogy újból való kiásásának szükségességét átlátták, kitetszik az 1731. márcz. 8-án tartott székgyűlés azon határozatából, melynek értelmében 39 frt büntetés terhe alatt elrendelte a Nyárad árkanak szék erején való alapos kitisztítását”, „Egy század múlva, 1830 tájat, a Vécze ügye ismét felmerült, s annak újból való kiásatása elhatározott” mivel „az nem csak a föld termékenyítésére folyt be jótékonyan, hanem a mellékpatakok rakoncátlan áradozásait is gátolta”

Ezen feljegyzésekből (Orbán, B., 1870), is kiderül, hogy a Vécze árok milyen jelentőséggel bírt a Nyárad völgyében folytatott gazdálkodás szempontjából. A Vécze nem egy egyszerű levezető csatorna szerepét töltötte be, hanem egy igen figyelemreméltó koncepciót tükröző gazdálkodási rendszer része volt.

Az áradások idején a Vécze árok gyorsan levezette a bal oldali patakokból érkező csapadékot, míg a Nyárad által hozott vízmennyiség elterült az egész nagyvízi mederben, és szép csendesen vonult lefele a völgyben, ugyanakkor megakadályozva a nagy hozamok által okozott károkat. A víz által hozott hordalék, iszap, kitűnő termőtalajnak bizonyult, ami évről évre megtermékenyítette a völgyet.

A XX. század második felében a Vécze csatornát kiszélesítették és meghosszabították. Jelenleg a Vécze Szentannánál kezdődik a Kisnyáradnak (a Nyárad bal oldali legjelentősebb mellékfolyója) a Nyáradba való ömlése előtt és 22 km után, Dózsa György község területén vezetik vissza újra a Nyárad medrébe. Ezzel a munkával a Vécze árvízvédelmi szerepét szándékoztak növelni. A Nyárad bal oldaláról eredő Kisnyárad a Bekecs hegyről származó patakok vizét a Szentannánál történő egybefolyása alkalmával gyűjtötte össze. A Bekecs nyugati oldala nagyobbrészt erdővel nem borított, legelőnek, gabonatermesztésre használt terület. Ezért az ide lehulló csapadék hirtelen lefut, és nagy mennyiségű hordalékot visz magával. Ez a hordalék jelenleg egyenesen a Marosba folyik, nincs lehetősége a völgyben lerakódni. A jelenlegi árvízvédelmi rendszer fenntartása igencsak költséges, mivel a Vécze betonlapokkal kirakott oldalát a nagyvizek igen gyakran megbontják. A Vécze alján igen sűrűn növő vízi növényzet (nád) kitakarítása is igen költséges. Sajnálatos módon a jövőbeni tervek a Kisnyáradnak a Véczébe történő állandó jellegű bevezetését irányozzák elő, ami véglegesen kettészakítaná a völgy bal és jobb oldalának vízfolyását, és ezáltal kettévágná a valamikori egységes ökológiai rendszert. A szabályozási munkálatok azt is eredményezték, hogy a szabályozott szakaszon a valamikori köves fenékmeder helyett iszap, sőt gyakran, a hátráló erózió következtében a víz ezt az iszapréteket is elhordta, és csupán a palaréteg található meg. Ez a jelenség jelentősen befolyásolja a folyó hidrológiai tulajdonságait.

A hátráló erózió hatása jelenleg jóval a szabályozott folyószakasz felett is érezhető, és pl. Csíkfalván az évenkénti partomlások, a parttól valamikor biztonságos távolságra épített házakat is veszélyeztetik.

A hátráló erózió következtében a meder annyira kimélyült, hogy az év legnagyobb részében a folyó vízszintje a talaj víztartó rétegének szintje alá süllyedt, ezért a nyári hónapok során (amikor a legnagyobb szükség lenne a talajvízre) végig a folyó mentén a talajvíznek a folyó medrébe való szivárgása figyelhető meg.

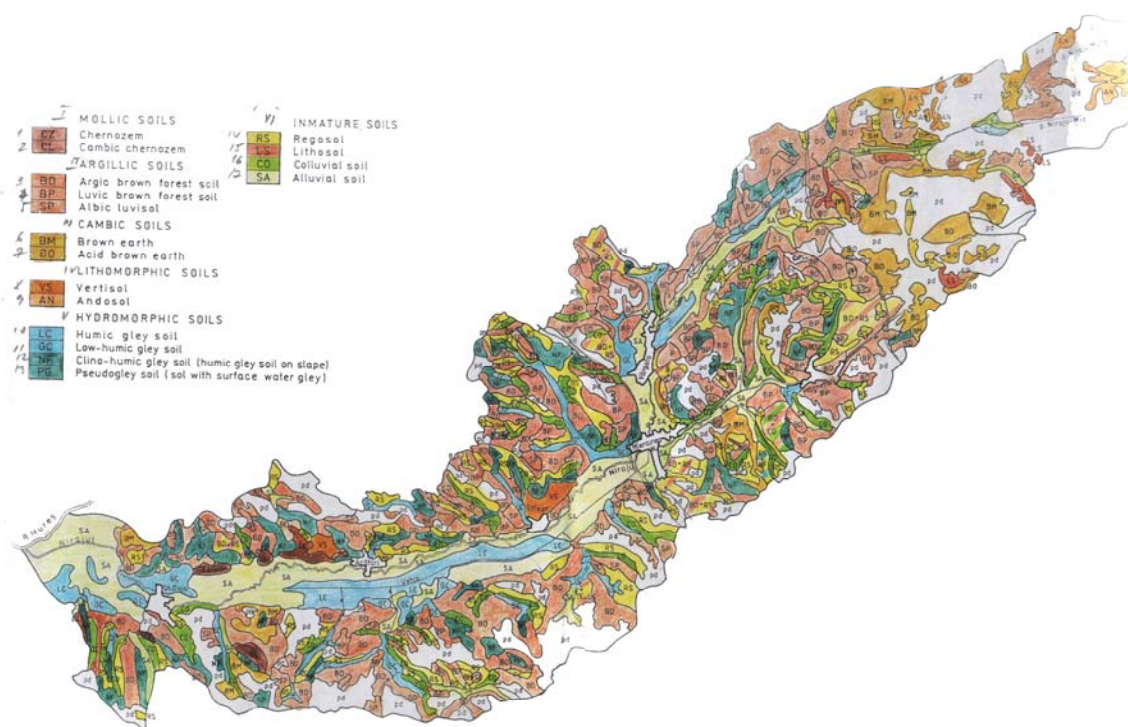
3.1.4. A terület klímája

A terület kontinentális klímájú, az átlaghőmérséklet 8,5 C, az évi csapadék 700-1200 mm, jelentős különbség mutatkozik a hegyvidéki felső szakasz (a forrás 1300 m-en található) és az alsó szakasz (torkolat 300 m) között. Ugyanez a jelenség megfigyelhető az evapotranszpiráció esetében is, amely 600-450 mm között változik (alsó-felső szakasz) (Atlas climatologic al RSR, 1966).

3.1.5. A terület talajtani jellemzése

A vizsgált területre nagy talajváltozatosság jellemző (12 ábra).

A felső szakaszon főleg litomorf talajokat (andosol, vertisol), az árterületen főleg hidromorf talajokat (ártéri öntéstalajok) találunk. A vízgyűjtőterület nagyrészen agyagos talajok találhatóak (agyagos, barna erdei talaj).



12.ábra A Nyárad vízgyűjtő területének talajtani térképe

3.1.6. Lakosság és területhasználat

A Nyárádmente néven számontartott tájegység (amely többé-kevésbé egybeesik a Nyárad folyó vízgyűjtő területével) ősidők óta lakott terület, római kori emlékeket találunk Mikházán, ahol valamikor római castrum állott, amely a római sószállító (a parajdi sóbányából szállították a sót nyugat fele) utat őrizte. A honfoglalás óta Erdély egyik legsűrűbben lakott területe. Ehhez valószínűleg a hagyományos vízgazdálkodás és az itt kialakított sajátos gazdasági forma is hozzájárult. A völgy legjelentősebb települése, Nyárádszereda sokáig Marosszék központja volt, és egyben legrégebbi városának számít.

A leírások szerint (Orbán, B., 1870) már 300 évvel ezelőtt a Vécke árok megásásával egy sajátos, a Nyárad áradásaihoz kötött gazdálkodási formát alakítottak ki. A Vécke nem egy egyszerű levezető csatorna szerepét töltötte be, hanem egy igen figyelemreméltó koncepciót tükröző gazdálkodási rendszer része volt. Ez a gazdálkodási rendszer a völgy sajátosságaihoz nagyszerűen alkalmazkodva a völgy jobb oldalán lassan meanderező folyó által hozott, és az áradások alkalmával lerakott termékeny iszapot megfelelő kultúrnövények termesztésére használta, ugyanakkor megakadályozva a nagy hozamok által okozott károkat. A települések a völgy jobb

oldalán (többnyire a folyó jobb partján) helyezkednek el, valamint a völgy bal oldaláról eredő patakok (pl. Lucson patak, Dorman patak) viszonylag hosszú völgyeiben. Ez a településszerkezet is azt mutatja, hogy valamikor a völgy központi része (a Vécke és a Nyárad között elhelyezkedő 1-2 km széles területet) árterület volt, és ennek megfelelő gazdálkodási formát alakítottak ki rajta. Ezért alakulhatott ki a nyáradmenti hagyományos táj, amelyet az ártéren folytatott legeltetés (számos berek létezett) és zöldségtermesztés jellemezett, míg a magasabban fekvő területeket erdők, tavak foglalták el. Ez a gazdálkodási mód a zöldségtermesztés és az állattartás mellett a gyümölcstermesztést jelentette. A tavaszi áradás nem okozott kárt sem a gyümölcsösökben, sem az extenzív állattartásban, sem a zöldségtermesztésben. A nagy mennyiségű zöldség miatt, amelyet Erdély piacain értékesítettek, az alsó Nyáradmentét „murokországnak” nevezték.

A Nyárad folyón egészen a múlt század közepéig számos (kb. 70) vízimalom működött (12. ábra), és a malmokhoz tartozó gátak tartották az állandó vízszintet. Az állandó vízszint hozzájárult az eróziós folyamatok megakadályozásához, és a talajvíz állandó szinten tartásához. Ennek következtében az élő folyó és a talajvíz állandó kapcsolatban volt.. A kutakban jó minőségű víz volt, és számos forrás oltotta a mezőn dolgozók szomját. Vagyis az egész völgy valamikor vízben igen gazdag volt.

Jelenleg a malmokat lebontották, és a hozzájuk tartozó gátakat elhagyták, így ezek tönkrementek. A hátráló erózió kimélyítette a medret, jelenleg a víz a márgán folyik, és a víztartó réteg a folyóvíz szintje felett helyezkedik el, így a talajvíz állandó jelleggel a folyóba szivárog. A vízimalmok felszámolása, valamint a vízszabályozási munkák eredményeképpen a folyó vízszintje két-három métert süllyedt.

A folyószabályozási munkálatok következtében, mivel számos meandert levágtak, a folyó hossza Nyárádszereda és Fintaháza között 35%-al megrövidült, a jelenlegi ártér az eredeti ártérnek csupán 7%-a, így tájba illeszkedő, és az egészséges ökológia rendszert fenntartó hagyományos gazdálkodási forma sajnálatos módon megszűnt.

A folyó jelentős szerepet foglalt el a közösség életében, amit a Nyáráddal kapcsolatos számos népdal és legenda is bizonyít.

A Nyárad, a vízgyűjtőt jellemző táj, valamint az itt lakó népesség sikeresen együtt élt évszázadokon keresztül, úgy békeidőben mint háború idején. A vízben gazdag, hegyek közt rejtőzködő völgyek jól védhetőek voltak, és biztonságos telephelyet biztosítottak. A vízgyűjtő területén valamikor számos tó volt található, Orbán Balázs írja: „Ali Pasa járásakor (1661), a harangokat Daczó Ferencz a sárdi tóban rejtette el, s így maradtak meg.”



13. ábra. Vízimalom a Nyárádmentén a XVIII. sz-ban

A vízgyűjtő területén található számos tó hozzájárult a terület jó vízháztartásához, jó minőségű és elegendő mennyiségű vizet biztosított, és kivédte a szélsőséges időjárási viszonyok hatásait (csökkentette az árvízveszélyt és nyáron a szárazság hatását).

Jelenleg sajnálatos módon a tavak nagy részét lecsapolták mezőgazdasági területnyerés céljából. Néhány még létező tavat sikerült feltérképezni, és számos helyen jól láthatóak a valamikori tó jelenlétére utaló jelek.

3.1.6.1. A Dorman patak völgyében, a kiválasztott mintaterületen elhelyezkedő települések jellemzése

A Dorman patak és a patak völgyében elhelyezkedő falvak, Nagy és Kisadorján, a Nyárád középső szakaszán helyezkednek el, és úgy a patak, mint annak völgyében elhelyezkedő település jellemző a Nyárád vízgyűjtő területén található mellékpatakokra, és ezen patakok völgyeiben elhelyezkedő településekre, ezért választottuk ezt a területet behatóbb vizsgálatok elvégzésére.

Nagyadorján a legrégebbi települések közé tartozik a Nyárádmentén. A második világháborúig a vidék egyik leggazdagabb falva, a helyiek „kicsi Amerikának” nevezik, a lakosság főleg gyümölcstermesztéssel és állattenyésztéssel foglalkozik. A szocializmus éveiben, a központosított tervgazdálkodás a gabonatermesztést erőlteti, így kivágják a gyümölcsösöket, felszántják a területet. Nagyadorjánban állattenyésztő farmot létesítenek, ahol 200 szarvasmarhát tartanak. A lakosság egyrésze előregedett, és úgynevezett túlélési mezőgazdaságot folytat. A fiatal korú lakosság megpróbál megfelelni az új elvárásoknak, amelyek egyértelműen a közép és nagy mezőgazdasági vállalkozások létesítésének irányába mutatnak. Ez a tendencia viszont új koncentrálódását jelenti az állatállománynak, ami a szerves trágya mennyiségének növekedéséhez vezet, amely nem megfelelően kezelve a talajvíz elszennyeződését okozhatja. A lakosság egy harmadik kategóriája a városról kiköltözött, a régi házakat feljavító vagy új házat építő (főleg

hétvégi házat) új lakosság, amelynek modernizációs igénye megnöveli a vízhasználatot. Mivel a szennyvíztisztítás nincs megoldva, ebből a forrásból is származhat a talajvíz nitráttal történő szennyeződése. Jelenleg a településen nem létezik közművesítés, és a házak nagyrésze nem rendelkezik fürdőszobával, így nagyon elterjedt a kinti WC, pöcegödör használata. A házak fürdőszobával való felszerelésének elterjedésével és a szikkasztással kezelt szennyvíz mennyiségének növekedésével más tanulmányok alapján (John S. Williams, et al., 2007) várható a talajvíz és a felszíni vizek nitráttartalmanak növekedése.

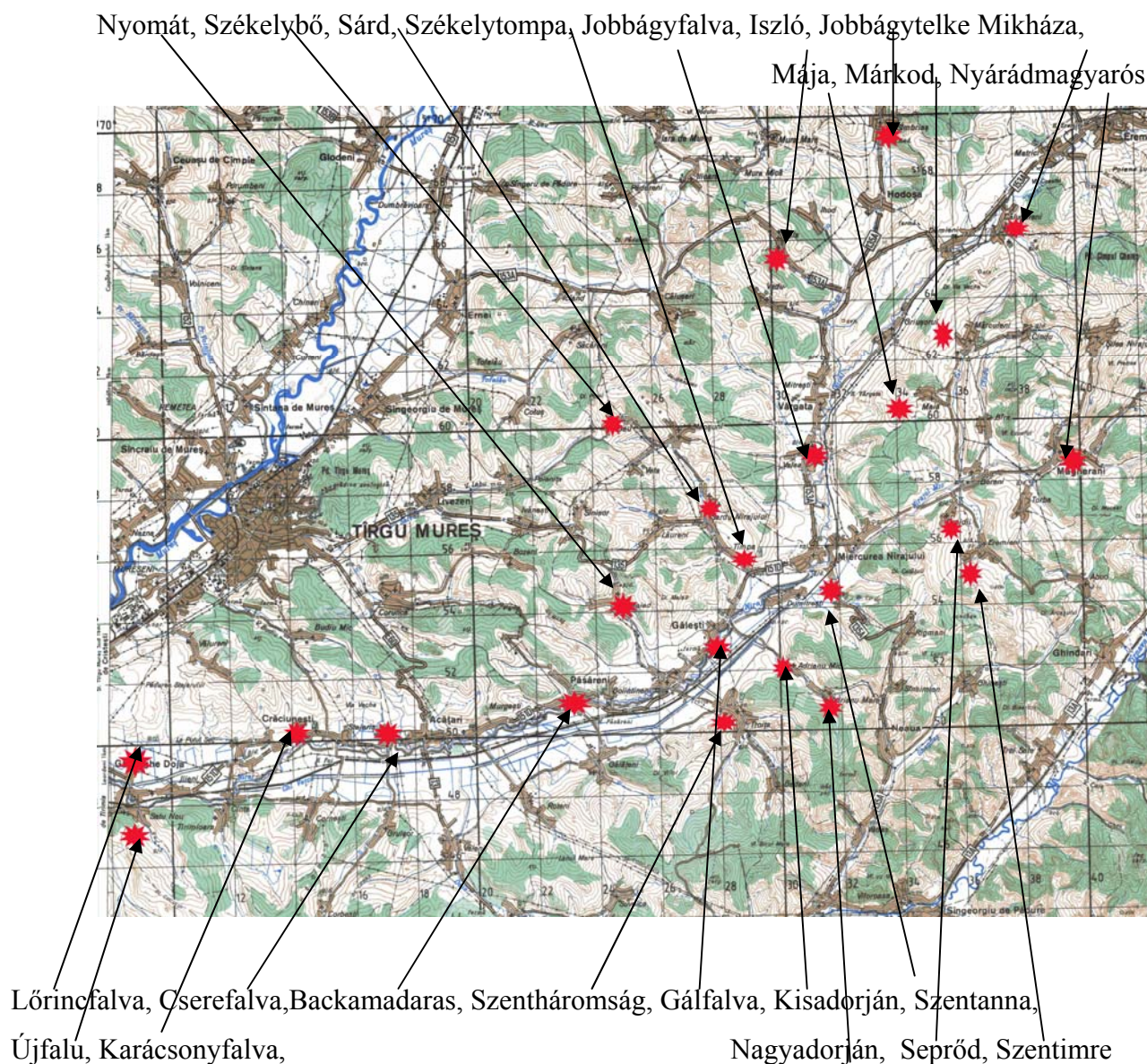
3.1.6.2. Gazdálkodás és területhasználat a Dorman patak völgyében

A Nyárad vízgyűjtőjének középső és alsó szakaszára jellemző, hogy a mellékfolyók nagy része a völgy bal oldaláról származik, ezen patakok völgyében számos település található, ahol (a Dorman patak völgyében elhelyezkedő Nagy és Kisadorjánhoz hasonlóan) a lakosság a kutak vizét használja fogyasztásra.

Jelenleg a két településen 210 lakos található (Nagyadorján: 185, Kisadorján 25), amely 164 gazdaságban lakik (Nagyadorján: 117, Kisadorján 47) a fenti adatokból kiderül, hogy jelenleg Kisadorjánban több lakatlan gazdaság is található. A két településen, a gálfalvi polgármesteri hivatal adatai szerint (ahova adminisztrációs szempontból a két település tartozik) a következő állatállomány található: 54 szarvasmarha, 35 juh, 15 kecske, 26 sertés, 11 ló, 384 szárnyas.

3.2. A vizsgált települések kiválasztása

A vizsgálatra kijelölt települések kiválasztásánál azt vettem figyelembe, hogy a folyó felső, középső és alsó szakaszáról, valamint a mellékvölgyekből is legyenek vizsgált települések, így átfogó képet kaphatunk a nitrátszennyezésről az egész vízgyűjtő területén (14. ábra).



14. ábra. A vizsgált települések elhelyezkedése a Nyárad vízgyűjtő területén

A mintaterületnek kiválasztott Dorman patak vízgyűjtője méreteiben és tulajdonságaiban alkalmas terület a vízgyűjtő területén zajló folyamatok megértéséhez.

3.3. A mintavételi pontok kiválasztása

Mintavételre általában használatban levő kutakat jelöltem ki. A települések esetében a mintavételi pontok településen belüli egyenletes eloszlását kerestem. Mivel a vizsgált települések domborzati tulajdonságai változatosak, ezért a mintavételre kijelölt kutak kiválasztásánál a településen belüli topográfiai viszonyok egyenletes képviselését, és a potenciális szennyező

pontokhoz viszonyított helyzetét vettem figyelembe. A felszíni vizek esetében a mintákat a települések előtt és után vettem.

3.4. Vízmintavétel, a vízminták elemzése

A vízmintákat a kútvezek nitráttartalmának felmérése esetében a kutakból vettem (több mint 1000 kútból), a gazdaságban vízvétel céljából használt vödörrel és fél literes műanyag flakonban tároltam. Abban az esetben, ha a kútból pumpával vették a vizet, mintavétel előtt 4 percig hagytam a vizet folyni, hogy a csőben levő víz kiürüljön. A szakirodalom szerint a használatban levő kutak alkalmasak a talajvíz nitrát koncentrációját jellemző minták vételére. A mintavétel hitelességének igazolása céljából 5 kút mellett fúrásokat végeztem, és a fúrásokból történt mintavétel esetében háromszor kiszivattyúztam a furat köbtartalmának megfelelő vízmennyiséget. A kútból és a furatból vett víz nitrát koncentrációjának összehasonlítása igazolta a mintavételi módszer helyességét.

A vízmintákat a gödöllői Szent István Egyetem Agrokémiai Laboratóriumában elemezték vízgőzdesztillációs módszerrel. Az elővizsgálatok során használtam Merck tesztcsíkokat (Merck 1.10020.001 Nitrat-Test), valamint a marosvásárhelyi Közegészségügyi Intézet laboratóriumában a nitrátkoncentrációt spektrofotometriás módszerrel (SR ISO 7890-1) 2,4 dimetilfenolt használva határoztam meg. A mintavétel ebben az esetben 50 ml-es polietilén flakonokban történt, kutakból, illetve felszíni vizekből.

3.5. Talajmintavételezés

A talajszerkezet vizsgálata céljából Nagyadorján területén 8 pontban végeztem fúrást. A fúrások mélysége 4-6 m volt, a talajvíz szintjétől függően. A fúrásokat 6 esetben a vizsgált ivóvízkutaktól kb. 1,5- 2 m távolságra végeztem, abból a célból, hogy feltárjam a kút közvetlen közelében levő állapotokat. Ezenkívül még végeztem két fúrást, ezen esetekben a kutaktól távolabb, az egyik fúrást az egyik kúttól kb. 30 m-re, a trágyadomb közvetlen közelségében, a másik fúrást egy semmilyen látható szennyezésnek kitett területen. Ezen fúrásokat azon célból végeztem, hogy feltárjam a kutaktól távolabb eső két ellentétes hatásnak kitett helyszínen található állapotokat.

3.6. Piezometrikus szint mérése

A talajvíz mozgásának vizsgálata céljából megmértem a vizsgált kutakban a piezometrikus szintet. A mérésekhez *a kézi GPS-ek közül az egyik legnagyobb pontosságot* (Garmin e-trex Summit HC) használtam. A használt GPS műszaki adatai szerint a beépített altiméter pontossága (accuracy) 3,48 m (10 láb), a felbontóképesség (resolution) 0,348 m (1 láb) (a műszer gépkönyve

szerint). A műszer pontosságát leellenőriztem két GPS-t használva, referencia méréseket végezve. *Ezek alapján megállapítottam, hogy a használt műszer által biztosított pontosság, amely megfelelt a gépkönyvben megadott adatoknak, a vizsgálatok szempontjából megfelelő, mivel a vizsgálatokat hegyvidéken végeztem, ahol a vizsgált kutak között a műszer felbontóképességénél lényegesen nagyobb szintkülönbségek léteznek. A vizsgált vízgyűjtő területén a szintkülönbség a forrástól a torkolatig kb. 1000 m, de még a kisebb részvízgyűjtők esetén is a vizsgált pontok közötti szintkülönbség több mint 20 m, így a GPS-es mérések lehetőséget biztosítottak a vízáramlási tendenciák elemzésére.*

A piezometrikus szint mérését a következőképpen végeztem:

1. lépés: A kútka tengerszint feletti magasságának ($M_{\text{kútka}}$) mérése GPS-szel.
2. lépés: A kútka és a vízfelszín közötti távolság (h) mérése egy úszóval ellátott mérőszalaggal.
3. lépés: A kút vízszint tengerszint feletti magasságának (piezometrikus szint) számítása

$$(M_{\text{vízszint}} = M_{\text{kútka}} - h).$$

Egy településen belül a méréseket ugyanazon a napon, ugyanazon műszerbeállítással végeztem, csökkentve ezáltal a hibalehetőségeket. A vizsgált terület topográfiai adottságaiból következően a mért piezometrikus szintek között több méteres szintkülönbség létezik, ezért a választott módszer az áramlási tendenciák vizsgálatához hegyvidéken, - véleményem szerint - jól használható.

3.7. Alkalmazott geofizikai módszer

A *felszíni geofizikai méréseket* a földtani-vízföldtani viszonyok megismerése céljából végezzük.

A Vertikális Elektromos Szondázás (VESZ) során a közeg fajlagos ellenállását mérjük. A mérés lényege, hogy két elektródán (A és B) keresztül áramot bocsátunk a felszín alá, és két másik elektróda (M és N) között mérjük a fellépő potenciál különbséget. A mérési eredményekből számítható az áram által átjárt térrész látszólagos ellenállása.

A Schlumberger elektróda elrendezés során az A és B elektródákat egy szelvény mentén fokozatosan távolítva az MN elektródáktól, egyre nagyobb mélységből kapunk információt a közeg ellenállásáról. A behatolás mélysége az elektróda-terítés hosszának függvénye, lényegében az AB távolság kb $\frac{1}{4}$ része.

A bebocsátott áramerősség (I) és a mért potenciálkülönbség (ΔV) ismeretében az Ohm törvény segítségével és egy, az elektródák elrendezésétől függő K faktor (1) használatával számoljuk a látszólagos ellenállást (ρ_a) (2).

$$K = \pi \frac{(AB/2)^2 - (MN/2)^2}{MN} \quad (1)$$

$$\rho_a = K \frac{\Delta V}{I} \quad (2)$$

Vertikális elektromos szondázásokat (VESZ-méréseket) Adorján belterületén három helyszínen végeztünk: Makkai Kálmán portája előtt a földúton, Simon Emma portáján, valamint Tóth Pál portáján és portája előtt a földúton.

A méréseket Diapír 10R típusú, az Eötvös Lóránd Geofizikai Intézet által kifejlesztett geoelektromos műszerrel végeztük. A VESZ mérési pontok közti távolság 25-25 m, a terítési távolság ABmax=50 de ez alól kivétel az AD6-os mérés, amelynél ABmax=100 m. A felsorolt helyszíneken 6 db szondázás készült.

A méréseket a terep adottságainak megfelelő vonalak mentén helyezzük el, vigyázva arra, hogy feltárjuk a fúrások és az esetlegesen előforduló szennyezőforrások tágabb környezetét is. Az elektromos potenciáltér annál mélyebbről ad információt, minél távolabbra helyezzük az AB elektródákat.

A mérési eredmények kiértékelését a PISE (Programme D'Interpretation de Sondages Electriques) programmal végeztük, melyet 1994-ben a Francia Geofizikai Laboratórium és Geofizikai Kutató Intézet munkatársai fejlesztették ki (J. Tabbagh, G. Gabalda). A látszólagos ellenállás értékeket log-log diagrammon ábrázoljuk, majd a közeli várható rétegsor alapján, valamint a görbe alakjából megbecsüljük a rétegek számát, fajlagos ellenállását és vastagságát. Ezután a program a legjobb illesztés elvén megadja az adott mérési pontban a rétegek vastagságát és ellenállását, valamint az illesztés hibáját. Akkor lehet elfogadni a kiértékelést, ha a hiba 0,1 környékén van.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. A nitrátszennyezés eloszlása a Nyárad vízgyűjtő területén, előzetes vizsgálatok

A kutatások első szakaszában a 2003-2006-os időszakban egy általános felmérés készült a kutak nitrátszennyezettségéről a Nyárad folyó vízgyűjtő területén, így 17 település kútjaiban mértem fel a víz nitrátkoncentrációját. Ezek a települések a vízgyűjtő felső, középső, illetve alsó szakaszán helyezkedtek el.

A felmérések során azt tapasztaltam, hogy a felső szakaszon, illetve a mellékvölgyekben, 350 m tengerszint feletti magassági szint felett elhelyezkedő települések esetében átlagosan jóval alacsonyabb nitrát értékeket találunk, mint a 350 m tengerszint feletti magasság alatt, a fővölgyben elhelyezkedő települések esetében, ezért az eredmények értékelése szempontjából két csoportba osztottam a településeket: 350 m tengerszint feletti magasság alatt, illetve felett elhelyezkedő településekre.

1. táblázat. 350 m tengerszint feletti magasság alatt elhelyezkedő települések

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)									
Kút száma	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Szentanna	139.4	16.0	74.7	198.4	11.6	2.4	93.4	118.0	36.9	195.0
Gálfalva	139.0	76.7	159.0	106.0	141.8	435.8	139.0	141.0	375.0	107.0
Backamadaras	18.8	4.9	58.3	3.2	44.5	53.4	25.7	2.3	56.5	45.0
Újfalu	59.2	68.0	103.0	59.8	71.5	280.0	271.0	189.0	62.5	215.0
Lőrincfalva	54.6	31.1	114.0	18.4	101.5	73.1	79.6	74.3	221.0	68.4

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)									
Kút száma	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Szentanna	25.8	110.3	150.4	195.0	6.9	1.9	0.6	na	na	na
Gálfalva	93.5	20.4	31.4	60.7	68.4	67.3	45.2	15.2	120.0	19.0
Backamadaras	46.3	4.7	60.9	28.9	19.3	18.5	43.7	16.6	23.3	204.0
Újfalu	207.0	99.2	26.2	340.0	120.0	63.8	214.0	297.0	287.9	256.6
Lőrincfalva	71.4	462.0	406.0	133.0	233.0	311.0	347.0	75.3	354.0	254.0

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)									
Kút száma	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Gálfalva	82.8	104.0	113.0	114.0	68.1	52.5	26.3	89.4	66.9	93.5
Backamadaras	5.3	22.5	222.0	195.0	280.0	14.2	96.4	68.6	174.2	na
Újfalu	173	155.5	na	na	na	na	na	na	na	na
Lőrincfalva	170.0	96.8	121.0	24.9	86.1	309.0	120.8	111.5	70.4	448.8

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)								
Kút száma	31	32	33	34	35	36	37	38	39
Gálfalva	61.6	51.7	8	41.6	60.5	40.7	54.4	22.8	18.92
Lőrincfalva	440.0	na	na	na	na	na	na	na	na

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)							
Kút száma	40	41	42	43				
Gálfalva	45	70.4	232.5	140.4				

A megvizsgált 355 kút közül, 155 kútban (44 %) a nitrát koncentráció meghaladja az EUs szabvány által engedélyezett (50 mg/l) határértéket (1., 2. táblázat) és ez sokkal magasabb százalékot jelent, mint pl. a Yakima folyó vízgyűjtőjében (Egyesült Államok, Washington Állam) mért eredmények, ahol a 2000-ben készített felmérés szerint a vizsgált kutak 13%-ban haladja meg a nitrát koncentráció a megengedett értéket (Führer et al., 2004).

Figyelemreméltó a jelentős nitrátkoncentráció eltérés a magasabban, illetve alacsonyabban elhelyezkedő falvak esetében, figyelembe véve, hogy a különböző vizsgált településeken nem találunk jelentős eltéréseket a mezőgazdasági gyakorlat, illetve a szennyvízkezelés tekintetében. A kutak vizének nitrátkoncentrációjának növekedését a tengerszint feletti magasság csökkenésével megfigyelték más kutatók is (Reynolds-Vargas J., S., 1995). A kutak nitrátkoncentrációjánál tapasztalható eltéréseket első megközelítésben magyarázhatjuk az eltérő földrajzi, geológiai adottságokkal, illetve a táj különböző topográfiai adottságaiból származó különbségekkel (Smith, S.J., Cassel, D.K., 1991), valamint a hidromorfológiai különbségekkel a vízgyűjtő különböző területein. A 350 m tengerszint feletti magasság alatt elhelyezkedő települések kútjaiból vett minták nitrátkoncentrációjának 75%-a meghaladja megengedett értéket (50 mg/l) (1.táblázat), míg a 350 m tengerszint feletti magasság felett elhelyezkedő kutakból vett minták nitrátkoncentrációjának csupán 25 %-a haladja meg a megengedett határértéket (2.táblázat).

2. táblázat. 350 m tengerszint feletti magasság felett elhelyezkedő települések

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)										
Kút száma	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Magyarós	4,3	66,4	90,7	41,1	45,9	24,0	15,3	34,7	12,7	27,0	145,0
Márkod	13,7	64,4	116,0	36,3	49,5	148,0	87,1	53,0	53,9	82,0	94,2
Nagyadorján	2,7	4,5	1,3	1,7	4,3	3,5	1,9	5,8	51,2	2,7	1,9
Kisadorján	9,4	23,1	2,7	10,1	4,7	1,6	110,0	45,8	113,0	5,6	3,6
Székelybő	4,4	3,1	29,6	0,7	32,7	13	3,2	1,0	1,3	0,7	12,3
Nyomát	3,9	46,1	120,0	59,4	51,7	76,4	12,7	26,5	92,8	47,0	58,4
Iszló	7,2	2,7	46,0	34,0	17,9	34,2	50,7	13,3	154,0	112,0	17,7
Jobbágytelke	20,2	14,2	83,7	37,4	50,6	20,0	49,5	34,0	17,8	5,0	10,6
Hodos	2,3	31,6	3,5	18,6	14,8	18,3	27,4	na	na	na	na
Kisgörgény	6,0	74,1	16,4	5,2	17,9	41,4	36,7	17,8	15,3	na	na
Seprőd	7,4	34,1	10,2	42,0	10,7	10,9	20,3	na	na	na	na
Szentimre	6,1	40,1	17,0	143,0	8,0	0,2	38,4	na	na	na	na

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)										
Kút száma	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Magyarós	27,7	13,1	45,3	91,5	102,9	13,2	59,8	8,6	144,0	19,0	14,1
Márkod	138,0	76,0	41,0	102,0	88,7	1,0	60,1	23,6	63,5	114,0	50,3
Nagyadorján	4,0	119,0	220,0	3,1	52,8	138	46,8	1,4	1,7	9,7	2,3
Kisadorján	9,7	14,3	20,6	3,1	5,3	13,4	4,0	na	na	na	na
Székelybő	45,9	28,5	1,3	77,1	79,1	129,0	35,4	17,9	10,0	62,9	46,7
Nyomát	39,3	4,8	172,0	5,7	119,7	10,4	na	na	na	na	na
Iszló	84,3	84,3	12,5	20,4	23,6	4,8	na	na	na	na	na
Jobbágytelke	103,0	9,4	21,1	74,6	4,8	na	na	na	na	na	na

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)										
Kút száma	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
Magyarós	4,9	10,6	10,9	5,2	115,9	9,6	10,2	na	na	na	na
Márkod	29,3	24,0	na	na	na	na	na	na	na	na	na
Nagyadorján	2,3	3,4	1,7	1,3	3,1	3,5	2,7	10,3	4,4	5,1	13,4
Székelybő	46,7	38,9	16,7	2,6	3,1	11,2	3,9	na	na	na	na

Település	NO ₃ ⁻ (mg/l)										
Kút száma	34	35	36	37	38	39	40	41			
Nagyadorján	4,0	5,0	3,4	4,8	4,3	16,9	5	7,3	na	na	na

Vizsgálataim során azt tapasztaltam, hogy a vízgyűjtő felső szakaszán elhelyezkedő települések esetében is, amennyiben ezek a települések teraszon helyezkednek el, a nitráttal jelentősen szennyezett kutak száma sokkal magasabb, mint azon települések esetében, amelyek meredek lejtőn helyezkednek el. Például Márkod olyan település, amely teraszon helyezkedik el, itt a kutak 64 %-ának nitrátszennyezettsége meghaladja az 50 mg/l értéket, Nyomát ugyancsak teraszon helyezkedik el itt a kutak 47 %-ának nitrátszennyezettsége meghaladja az 50 mg/l értéket (2.táblázat), míg pl. a meredekebb lejtőn elhelyezkedő települések esetében azon kutak aránya, amelyekben a nitrátkoncentráció meghaladja az 50 mg/l értéket, sokkal alacsonyabb, Nagyadorján esetében 12 %, Kisadorján esetében 11%, Székelybő esetében 14 %, Magyaros esetében 28 %, Kisgörgény esetében 11 % (2.táblázat). Az Alsó-Nyárádmentén és Közép-Nyárádmentén (1.táblázat) jelentős nitrátszennyezést tapasztaltam, például Lőrincfalván a vizsgált kutak 90%-ban és Újfaluban 95%-ban, Gálfalván 72 %-ban a nitrátkoncentráció meghaladja a megengedett 50 mg/l értéket, tehát megállapíthatjuk, hogy a talajvíz erősen nitráttal szennyezett.

4.2. Részletes vizsgálatok a vízgyűjtő területen

Az előzetes felméréseket a 2007-2008-as periódusban részletes vizsgálatok követték a Nyárád vízgyűjtőjének a területen, amelynek célja a kutak vizében mért nitrátkoncentráció és a nitrátszennyeződés okai közötti kapcsolatok feltárása volt. A kutatások a vízgyűjtő felső, középső

illetve alsó szakaszán levő települések kútjaira terjedtek ki (14.ábra). Ezenkívül két részvízgyűjtő, a Nyomát és a Dorman patak vízgyűjtőjének a területén részletes ok-okozati feltárásokat végeztem.

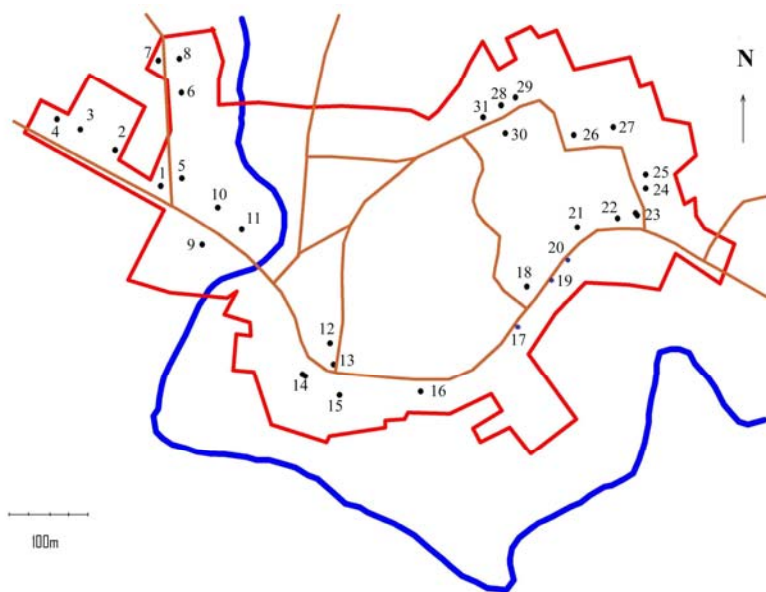
A részletes vizsgálatok során vizsgált települések:

Lőrincfalva, Újfalva, Ilencfalva, Karácsonyfalva, Cserefalva, Kisgörgény, Backamadaras, Szentháromság, Gálfalva, Nyomát, Kisadorján, Nagyadorján, Sárd, Székelybő, Székelytomp, Szentanna, Jobbágyfalva, Iszló, Jobbágytelke, Mikháza, Vármező, Szentimre, Seprőd, Nyárádmagyarós, Mája, Márkod (14.ábra)

4.2.1. Vizsgálatok az Alsó-Nyárádmentén

A Nyárád alsó szakaszán (350 m alatt) vizsgált jellegzetes település Lőrincfalva. Ezen a településen az első felmérés során 31 kutat vizsgáltam (15. ábra). A vizsgált kutak elhelyezkedését úgy állapítottam meg, hogy a falu jellegzetes topográfiai és szerkezeti egységei képviselve legyenek. Mivel Lőrincfalva a Nyárád egyik meandere által körülhatárolt területen helyezkedik el, részben egy magasabban elhelyezkedő teraszon, ezért mintákat vettem a teraszon, a Nyárád árterén, a meredek szakaszon, valamint a Nyárád bal partján található kutakból.

A vizsgált kutakban átlagban magas nitrát értékeket találtam (3.táblázat). A vizsgált kutak 90%-ban a nitrátkoncentráció meghaladja a megengedett 50 mg/l értéket, tehát megállapíthatjuk, hogy a talajvíz nitráttal erősen szennyezett.



15. ábra A Lőrincfalva területén vizsgált kutak

3. táblázat A kút vízszint tengerszint feletti magassága és a nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Lőrincfalván, (2006, március)

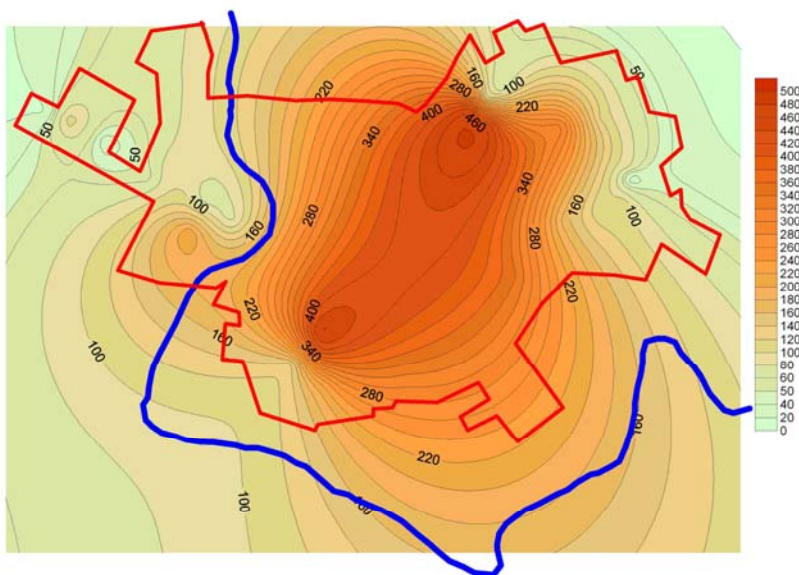
Sorsz.	1	2	3	4	5	6	7	8
Név	Fekete Hajnal	Ursu György	Imreh József	Fekete Zsigmond	Simon János	Szakács Sándor	Veress József	Fábián Sándor
Kút vízszint tszfm. (m)	297	296	297	296	295	295	294	294
Nitrát koncentráció (mg/l)	57,6	31,1	113,5	18,4	101,5	73,1	79,6	74,3

Sorsz.	9	10	11	12	13	14	15	16
Név	Szakállai Sándor	Nagy Károly	Fekete János	Simon Béla	Simon Béla	Pethő András	Kiss Sándor	Fábián Erzsébet
Kút vízszint tszfm. (m)	294	293	293,5	299	297	295	296	298
Nitrát koncentráció (mg/l)	221,0	68,4	71,4	462,1	406,2	133,4	233,4	311,0

Sorsz.	17	18	19	20	21	22	23	24
Név	Simó Elemér	Bálint József	Simó Levente	Urszu Andor	Iszlai Tibor	Pethő Samu	Bartha József	Simon Elek
Kút vízszint tszfm. (m)	300	297	294	295	297	298	298	301
Nitrát koncentráció (mg/l)	346,5	75,4	354,0	253,9	170,2	96,8	120,8	24,9

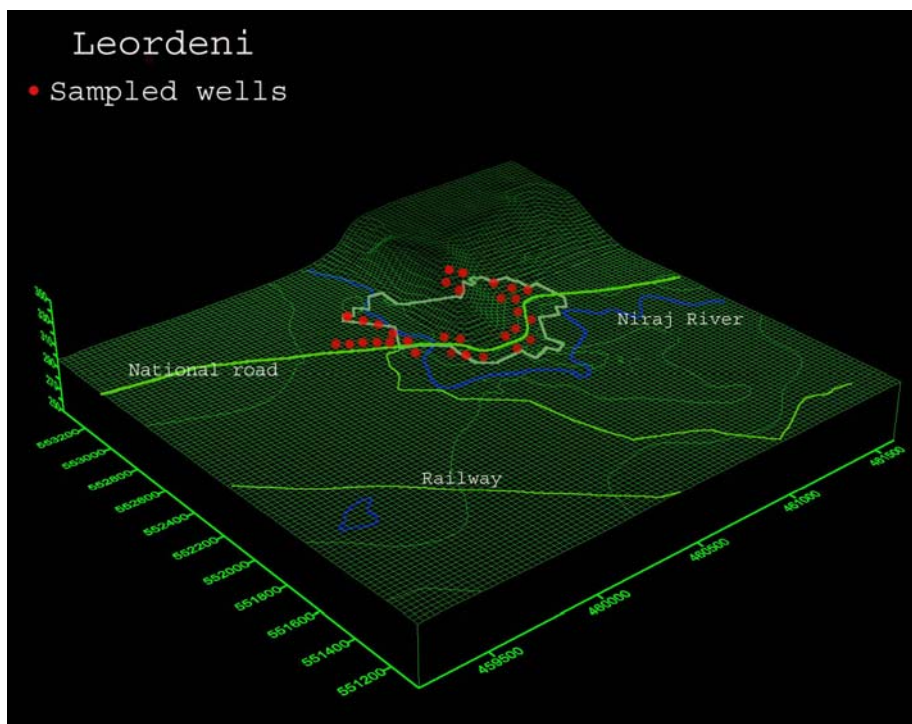
Sorsz.	25	26	27	28	29	30	31
Név	Pethő Etelka	Lunka László	Sipos Béla	Portik Ferenc	Pethő Anuska	Kalányos György	Keresztes Gábor
Kút vízszint tszfm. (m)	305	305	308	314	314	314	310
Nitrát koncentráció (mg/l)	86,1	309,0	120,8	111,5	70,4	448,8	440,1

Lőrincfalva részben a Nyárád árterén (holocén lerakódásokon), részben az ártér felett levő teraszon (pleisztocén lerakódásokon) helyezkedik el. A megvizsgált 31 kút esetében a kutak vízszintje közötti legnagyobb különbség 21 m, a legalacsonyabb mért tengerszint feletti magasság 293 m, illetve a legmagasabb tengerszint feletti magasság 314 m (3. táblázat). A vizsgálatok során két területen találkozunk a nitrát koncentrációval: az ártéren, illetve a teraszon elhelyezkedő kutakban. Az eredményeket Surfer 8 programmal ábrázoltam, és a következő nitrát eloszlási ábrát kaptam (16. ábra). Mivel a vizsgálati pontok számát és elhelyezkedését a településen létező kutak határozták meg, ezért a kapott ábra a nitrátkoncentráció eloszlása tekintetében tájékoztató jellegű, de szemléletesen ábrázolja a nitrátkoncentráció eloszlását a település területén..



16. ábra A talajvíz nitrátszennyezésének eloszlása Lőrincfalva területén

Mivel egyik kút esetében sem azonosítottam az átlagostól jelentősen eltérő pontszerű szennyezőforrást, ezért azt mondhatjuk, hogy a nitrát szennyeződés a település területén található pontszerű, illetve diffúz szennyezőforrások összességéből származik. A szakirodalomban talákoztunk a mérsékelt égövön hasonló eredményekkel (Kerényi. A., Szabó Gy., 1998). A teraszon észlelt igen magas nitrátkoncentrációt feltehetően a falu feletti teraszon folytatott mezőgazdasági tevékenység okozza. A Lőrincfalva melletti településen, Nyárádtőn évtizedekig szárnyasbaromfitenyésztő farm működött, és az innen származó trágyát a (helyiektől származó szóbeli információk alapján) a falu feletti teraszon elhelyezkedő szántóra hordták. Ez magyarázatot ad a falu felső szakaszán, a terasz alján elhelyezkedő kutak (17.ábra) kiemelkedően magas nitráttartalmára. Mivel a meredek szakaszon viszonylag alacsonyabb nitrát értékeket mértem, megállapíthatjuk, hogy Lőrincfalva esetében is a talajvíz nitrát szennyezettsége jelentős mértékben függ a talajvíz áramlásától (Zhang Y., et al., 2002 b).



17. ábra Lőrincfalva 3D térképe a vizsgált kutak bejelölésével

A folyó bal partján találunk ugyancsak alacsonyabb nitrátkoncentráció értékeket. A folyóban alacsony nitrát értékeket mértem, a partmenti vegetáció jelentősen csökkenti a folyóba jutó nitrát mennyiségét (Dugast Ph., 1999).

Az eredmények ellenőrzése érdekében 2008 májusában új méréssorozatot végeztem Lőrincfalván (4 táblázat). Az ekkor kapott eredmények igazolták az előbbi felmérés eredményeit. Az ebben a méréssorozatban vizsgált 30 kút közül, a nitrátkoncentráció 24 esetben meghaladja az 50 mg/l értéket. Azokban a kutaknak az esetében amikor megismételtem a vizsgálatot, nagyon hasonló eredményeket kaptam a két vizsgálat során (3., 4. táblázat):

Fekete Hajnal 2006/2008: 57,6/53,1 mg/l,

Kalányos György 2006/2008: 448,8/435,5 mg/l,

Keresztes Gábor 2006/2008: 440,1/400,0 mg/l.

4.táblázat. A nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Lőrincfalván, (2008, május)

A teraszon elhelyezkedő kutak

Név	Szabó József	Szatmári László	Pethő György	Moldován Katalin	Sárosi Ferenc	Fekete Dalma	Kalányos György	Keresztes Gábor
Nitrát koncentráció (mg/l)	514,6	442,8	507,1	139,7	177,1	188,0	435,5	400,0

Név	Kulcsár Gábor	Szakács Ida	Kacsó István	Sallós Annamária	Béres Márton	Tróznai Krisztina	Sebestyén Ernő	Szatmári Csaba
Nitrát koncentráció (mg/l)	367,7	574,4	300,2	74,5	81,0	181,5	63,3	108,6

A meredek szakaszon elhelyezkedő kutak

Név	Nagy Sándor	Csorgó templom	Novotni János	Szász Mátyás	Jánosi Lajos	Szőcs Irénke	Aszalos József
Nitrát koncentráció (mg/l)	61,4	46,3	15,3	6,2	1,4	2,6	1,2

Az ártéren elhelyezkedő kutak

Név	Somodi Csaba	Daróczi Mária	Jánosi Tibor	Farkas Imre	Bartha Gyula	Fazakas György	Fekete Hajnal
Nitrát koncentráció (mg/l)	31,5	78,4	57,4	213,2	80,4	80,0	53,1

A szennyezettség falun belüli területi eloszlása is nagyon hasonló volt a két méréssorozat esetében. A teraszon a második esetben is minden kútban magas nitrátkoncentrációt mértem, egyes esetekben mint például a Pethő Ida esetében kiemelkedően magas 574,4 mg/l koncentrációt találtam. A Nyárad árterén levő kutakban, amelyek egyben a település központi részén is találhatóak szintén magas nitrátkoncentrációkat mértem. Csupán a meredek szakaszon elhelyezkedő kutakban mértem alacsony nitrátkoncentrációt.

Az Alsó-Nyáradmentén több faluban végeztem vizsgálatokat 2007-2008 folyamán.

Teremeújfalu a Nyárad árterén helyezkedik el, a Nyárad ezen szakasza szabályozott és a folyó vízszintje a talajvíz szintje alatt helyezkedik el. Ebben a faluban 22 kutat vizsgáltam meg (5 táblázat) és azt tapasztaltam, hogy 21 kútban a nitrátkoncentráció meghaladja az 50 mg/l koncentrációt.

5. táblázat A talajvízszint tengerszint feletti magassága és a nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Teremeújfaluban, 2007-ben

Név	Kiss József	Magyari János	Kiss Zoltán	Szakács László	Szabados Juliánna	Kozák Ida Gizella	Hőgyes György	Biró Zoltán
Kút vízszint tszfm. (m)	325	323	321	321	318	317	312	311
Nitrát koncentráció (mg/l)	59,2	68,0	103,0	59,8	71,5	280,3	271,0	188,8

Név	Fogarasi Béla	Dávid Andor	Bucur Csaba	Magyari János	Nagy József	Sós Andor	Nagy János	Bucur János benti kút
Kút vízszint tszfm. (m)	309	308	309	304	308	309	309	309
Nitrát koncentráció (mg/l)	62,5	215,2	207,1	99,2	26,2	340,3	119,8	63,8

Név	Bucur János kinti kút	Bucur Sándor	Timár Sándor	Högyes András	Virág János	Magyari István		
T Kút vízszint tszfm. (m)	309	307	303	305	305	307		
Nitrát koncentráció (mg/l)	213,5	297,3	287,9	256,6	173,0	155,5		

A mért piezometrikus szintek közötti legnagyobb különbség 22 m (max kút vízszint tszfm 325 m, min kút vízszint tszfm 303 m), a magasabban elhelyezkedő kutakban ugyanúgy találunk magasabb, mint alacsonyabb értékeket az 59 és a 340 mg/l értékek között, tehát a település alatt található talajvíz szennyezett, a kisebb változásokat valószínűleg a helyi áramlások és a jelenlegi, valamint a történelmi pontszerű szennyezőforrások elhelyezkedése okozza.

A Nyárád alsó szakaszán végzett további felméréseim hasonló eredményre vezettek, habár egyes településeken azon kutak aránya, amelyekben a nitrátszennyezés értéke magasabb, mint 50 mg/l kisebb volt. Például Karácsonyfalván a vizsgált 59 kútból csupán 22-ben haladta meg a nitrátkoncentráció az 50 mg/l értéket, ugyanakkor itt is találtam kiemelkedően magas értéket, 545,3 mg/l nitrátkoncentrációt a valamikori TSz (szarvasmarha tenyésztéssel foglalkoztak) alatti telken levő kútban. Ezen a területen más kutakban is magas nitrátkoncentrációt (145,5 mg/l, 132,2 mg/l) mértem. Az egyik család elmondása szerint kb ezelőtt 10 évvel a gyereket cianózisos tünetekkel szállították kórházba, ebben a kútban (Fekete László) jelenleg 45,4 mg/l nitrátkoncentrációt mértem. A falu felett nem található szántó, a meredekebb utcákon elhelyezkedő telkek kútjaiban általában alacsony nitrátkoncentrációt mértem. Tehát ennek a településnek az esetében is a történelmi szennyezés hatása erőteljesen érződik, ezen kívül a feltételezhetően lassúbb vízmozgású területeken (sík terület) koncentrálódik a nitrát, míg az erőteljesebb vízmozgású területeken (meredekebb szakaszok) alacsonyabb nitrátkoncentrációkat találunk.

4.2.2. Vizsgálatok a Közép-Nyárádmentén

A Közép-Nyárádmentén a települések szerkezete hasonló az Alsó-Nyárádmente település szerkezetéhez, a falvak a folyó jobb oldalán, a mentett oldalon, a valamikori ártéren, valamint a domblábak meredekebb szakaszain, egyes esetekben a teraszos részekén helyezkednek el. Az alsó szakaszhoz képest erőteljesebb domborzati viszonyokkal találkozunk, így egyes falvak nagyobb része a meredekebb szakaszokon helyezkedik el, mint pl. Backamadaras.

6. táblázat. A talajvízszint tengerszint feletti magassága és a nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Backamadarason, 2007-ben

Sorsz.	1	2	3	4	5	6	7	8
Név	Csiki József	Csiki Éva	Kacsó István	Fejér Andor	Albert Buzási Margit	Szőcs Dénes	Csiki Vilmos	Csiki Margit
Kút vízszint tszfm. (m)	338	336,5	337	329	330	331,5	329	328
nitrát (mg/l)	18,8	4,9	58,3	3,2	44,5	53,4	25,7	2,3

Sorsz.	9	10	11	12	13	14	15	16
Név	Szövérfi Jenő	Makkai Zsigmond	Polgármesteri Hivatal közkút	Kiss Árpád forrás	Kiss Árpád kút	Gáspár Andor	Makkai Ella	Westerbeke
Kút vízszint tszfm. (m)	339	445	445	447	335	333	330	331
nitrát (mg/l)	56,5	45,4	46,3	4,7	60,9	28,9	19,3	18,5

Sorsz.	17	18	19	20	21	22	23	24
Név	Bari Attila	Szigeti György	Papp Károly	Maxim Gergely	Csorgó-orvosi rendelő	Baumgarten János	Ősz János	Szövérfi Mihály
Kút vízszint tszfm. (m)	445	330	332	330	446	341	342	342
nitrát (mg/l)	43,7	16,6	23,3	203,9	5,3	22,5	221,7	195,0

Sorsz.	25	26	27	28	29
Név	Nám Mihály	Burszán György	Bodoni József	Csiki Márton	Miklós János
Kút vízszint tszfm. (m)	342	333,5	334	334	334
nitrát (mg/l)	280,2	14,2	96,4	68,6	174,2

Ezen a településen megvizsgált 29 kút közül 11 esetben haladja meg a nitrátkoncentráció az 50 mg/l értéket (6. táblázat), a legjelentősebb nitrátkoncentrációt a 342 m-es teraszon figyelhetünk meg. Érdekes jelenség, hogy a 445 m-es teraszon található gyűjtőmedencéből a falu közkútjába vezetett víznek is a határértékhez közeli nitrátkoncentrációja van.

Ez a jelenség megfigyelhető Cserefalván is, ahol szintén a hegyoldalban található forrásból felfogott vizet vezetik be a falu közkútjába. Ebben az esetben is a víz nitrátkoncentrációja a határérték közelében mozog, ami azt bizonyítja, hogy a falvak közelében levő teraszokon a talajvízben koncentráldik a mezőgazdasági eredetű, diffúz nitrátszennyeződés, ami a vízben a határérték közeli nitrátkoncentrációt eredményez.

Gálfalván, a Közép-Nyárárdmente egyik legnagyobb településén 2007-ben és 2008-ban végeztem vizsgálatokat. A 2007-es mérésorozatot alkalmával 44 kutat vizsgáltam meg, és ebben az esetben 31 kútban (70,45%) haladta meg a nitrátkoncentráció az 50 mg/l értéknél, néhány esetben kimagaslóan magas értéket mértem (435,8 és 375,10 mg/l).

7. táblázat . A kút vízszint tengerszint feletti magassága és a nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Gálfalván, (2007 április)

Sorsz.	1	2	3	4	5	6	7	8
Név	Karácsony Károly.	Marton Gábor	Csibi Irén	Fekete József	Zsigmond Károly	Hagbauer Ella	Csíki Albert	Bustya Lajos
Kút vízszint tszfm. (m)	323	324	325	330	328	328	329	343
Nitrát koncentráció (mg/l)	139	77	159	106	142	436	139	141

Sorsz.	9	10	11	12	13	14	15	16
Név	Szász Eliza	Kovács Lehel	Csíki Eliza	Marton Zsiga	Nagy Albert	Zsigmond Lajos	Bustya Ferenc	id. Karácsony Károly
Kút vízszint tszfm. (m)	345	347	340	336	331	332	329	328
Nitrát koncentráció (mg/l)	375	107	94	20	31	61	68	67

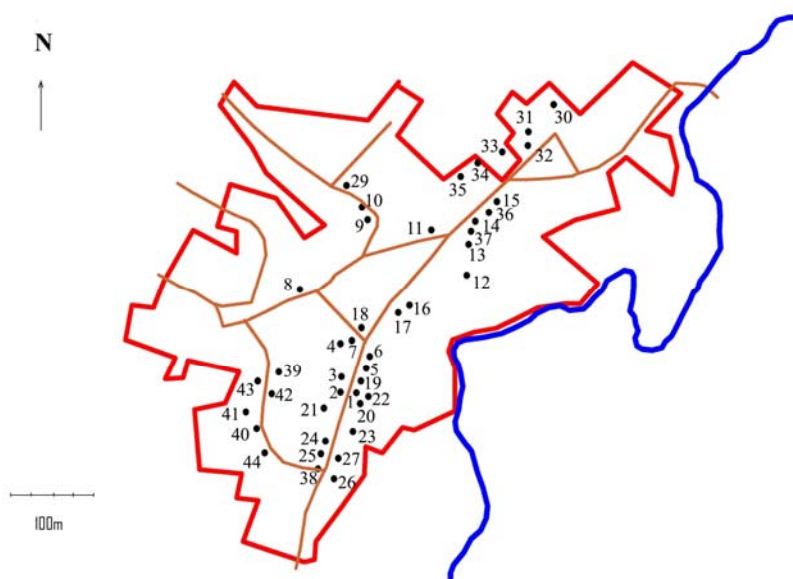
Sorsz.	17	18	19	20	21	22	23	24
Név	Dósa Zoltán	Márkodi Gábor	Fekete Sándor	Simon László	Nagy Zsigmond	Chiorea Ioan	Fekete Albert	Csíki Emilia
Kút vízszint tszfm. (m)	327	328	329	337	338	337	338	337
Nitrát koncentráció (mg/l)	45	15	1	120	19	83	104	113

Sorsz.	25	26	27	28	29	30	31	32
Név	Kersztesi László	Bustya Árpád	Szilágyi Erzsébet	Fekete Olga	Fekete László	Zsigmond Ferenc	Nagy Jenő	Fekete Károly
Kút vízszint tszfm. (m)	338	335	311	301	286	291	294	300
Nitrát koncentráció (mg/l)	114	68	53	26	89	67	94	62

Sorsz.	33	34	35	36	37	38	39	40
Név	Kovács Anna	iskola	Csíki Ernő	Gyarmati Piroska	Nagy Jolán	Szölősi Árpád	orvosi rendelő	Bustya Levente
Kút vízszint tszfm. (m)	302	296	331	307	313	327	329	347
Nitrát koncentráció (mg/l)	52	8	42	61	41	54	23	19

Sorsz.	41	42	43	44				
Név	Dobos Gábor	Kászoni Albert	Szölősi Albert	Szabó Öcsi				
Kút vízszint tszfm. (m)	338	334	340	330				
Nitrát koncentráció (mg/l)	45	70	233	140				

Amennyiben a nitráteloszlást vizsgáljuk a település területén, azt látjuk, hogy létezik néhány pontban nitrátkoncentráció, de egyértelmű áramlási irányokat nem figyelhetünk meg. A helyiektől származó információk szerint a falu területén valamikor több patak folyt át, amelyeket feltöltöttek, tehát nagy valószínűséggel mondhatjuk, hogy a falu területén nem találunk homogén talajszerkezetet, a talajvíz áramlása is a különböző szerkezetű talajok függvényében, a kötöttebb talajok esetében lassabban, míg a valamikori patakmederben található kavicsos, kevésbé kötött talajok esetében gyorsabban történik.



18. ábra. A Gálfalva területén vizsgált kutak

A második mérésorozat esetében (2008 július) ugyanazt a 44 kutat vizsgáltam meg, és ebben az esetben megmértem a vízfelszín mélységét a talajszinthez viszonyítva, a kútfenék mélységét a talajszinthez viszonyítva, a kútban levő víz térfogatát, a kút távolságát a potenciális pontszerű szennyező forrásokhoz viszonyítva (WC, istálló).

Az egyedi esetek ok-okozati összefüggéseit vizsgálva megállapítottam, hogy egyes esetekben megfigyelhető ok-okozati összefüggés a szennyezőforrások közelsége és a kútvíz magas nitrátkoncentrációja között, mint pl. a következő esetekben: Zsigmond Károly: aktív gazdaság (2 tehén, disznó, juh), 2007-es mérés 141 mg/l nitrát, 2008-as mérés 150 mg/l nitrátkoncentrációt mutatott ki, a tulajdonos beszámolója alapján Blue Baby szindróma is előfordult a családban; Karácsony Károly: a szomszédból átfolyik a trágyalé 2007-es mérés 139 mg/l nitrát, 2008-as mérés 120 mg/l nitrátkoncentrációt mutatott ki. Egyes esetekben más okokat azonosítottam, pl. a tulajdonos informált, hogy a kútvíz szintje jelentősen csökkent a vízszabályozási munkálatok

következtében, így a kút nem jut parti szűrésű vízhez, így pl. Csíki Albert esetében a 2007-es mérés 138 mg/l nitrát, a 2008-as mérés 120 mg/l nitrátkoncentrációt mutatott ki. Számos esetben a magas nitrátkoncentrációt semmilyen látható szennyezőforrásnak nem tulajdoníthattam, pl. Hagbauer Ella (2007-es mérés 435 mg/l nitrát, 2008-as mérés 450 mg/l nitrátkoncentrációt mutatott ki) vagy Szász Eliza (2007-es mérés 375 mg/l nitrát, 2008-as mérés 350 mg/l nitrátkoncentrációt mutatott ki) esetében.

A különböző potenciális befolyásoló tényezők és a nitrátkoncentráció közötti összefüggések vizsgálata céljából korrelációs számításokat végeztem.

A regressziószámítás alapján a következő értékeket kaptam:

-a kútban található víz szintjének távolsága a talajszinthez viszonyítva: a korreláció pozitív, de nem szignifikáns, a 2007-es mérések alapján $R^2=0,286$, a 2008-as mérések alapján $R^2=0,154$

-a kútfenék távolsága a talajszinthez viszonyítva: a korreláció pozitív, de nem szignifikáns, a 2007-es mérések alapján $R^2=0,05$, a 2008-as mérések alapján $R^2=0,138$

-a vizsgált kutakban található víztérfogat esetében: a korreláció pozitív, de nem szignifikáns, a 2007-es mérések alapján $R^2=0,01$, a 2008-as mérések alapján $R^2=0,211$

- a vizsgált kutak pontszerű szennyezőforrásoktól való távolsága esetében sem találtam szignifikáns korrelációt, a WC távolságát vizsgáltam a kúttól, a 2007-es mérések esetében az $R^2=0,108$ (pozitív), és a 2008-as mérések esetében $R^2=0$, valamint az istállók távolságát vizsgáltam a kúttól, a 200-es mérések esetében az $R^2=0,083$ (pozitív), és a 2008-as mérések esetében $R^2=0,009$.

Az eredményekből láthatjuk, hogy az R^2 értéke egyetlen esetben sem közelíti meg a 0,7 értéket, tehát egyetlen esetben sem találunk szignifikáns összefüggést a nitrátkoncentráció és a vizsgált tényezők között. Nagyon érdekes megállapítás, hogy a különböző pontszerű szennyező források (WC, istálló) kúttól való távolsága esetében az R^2 nagyon alacsony, tehát gyakorlatilag semmilyen rendszerszerű összefüggést nem tapasztalunk a szennyező források a vizsgált kutaktól való távolsága és a kútvíz nitrátkoncentrációja között, eltérően néhány szakirodalomban leírt esettől (Arumi J.L., et al., 2006).

A részletesen vizsgált település, Gálfalva, a Közép-Nyárádmente nagyobb településeihez (Nyárádszereda, Backamadaras, Ákosfalva) hasonlóan hosszú idő óta lakott település, ahol a bonyolult antropogén behatások (állattartás, zöldségtermesztés, nagyobb népsűrűség és az ezzel járó kommunális eredetű nitrátszennyezés) és a bonyolult, szintén főleg emberi beavatkozás során megváltoztatott hidromorfológiai viszonyok (feltöltött patakmedrek, szabályozott folyómeder) nagyon megnehezítik a rendszerszerű ok-okozati összefüggések megállapítását a kutak vizének nitrátszennyezése tekintetében. Mivel a Nyárád szabályozása miatt a folyó vízszintje a talajvíz szintje alá süllyedt, a folyó közelében levő kutakban a vízszint (a tulajdonosok elmondása alapján) nagyon lecsökkent, mivel ezek a kutak már nem kapnak parti szűrésű vizet. Ezekben a kutakban

magas nitrátkoncentrációt mértem. A pontszerű és diffúz, történelmi és aktuális szennyezőforrások együttes hatása és a talajvíz áramlási irányának változatossága miatt a talajvíz nitrátszennyezettségének eloszlása nagyon bonyolult képet mutat ezen települések esetében.

4.2.3. Vizsgálatok a Felső-Nyárádmentén

A Felső-Nyárádmentén, vagyis a Nyárádszereda feletti szakaszon is felmértem a települések kútjaiban a víz nitrátkoncentrációját. A Nyárád két ága a Kisnyárád és a Nagynyárád Nyárádszeredánál találkozik, a kutatások során vizsgálatokat végeztem úgy a Nagynyárád mint a Kisnyárád mentén található településeken.

Nyárádmagyarós a Kisnyárád mentén található legjelentősebb település. Ezen a településen 29 kútban vizsgáltam meg a víz nitrátkoncentrációját (8.táblázat). A 29 vizsgált kútból 8 esetben haladta meg a nitrátkoncentráció az 50 mg/l értéket.

8. táblázat A talajvízszint tengerszint feletti magassága és a nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Nyárádmagyaróson, 2007-ben

Sorsz.	1	2	3	4	5	6	7	8
Név, cím	Kakasi Károly	Varga Sándor Károly	Bíró Sándor	Ismeretlen tulajdonos	Kacsó Béla	Iszlai Rozália	Demeter Domokos	Györfő Zoltán
Kút vízszint tszfm. (m)	386	387	393	390	393	394	389	389
Nitrátkoncentráció (mg/l)	4,3	66,4	90,7	41,1	45,9	24,0	15,3	34,7

Sorsz.	9	10	11	12	13	14	15	16
Név, cím	Ferenczi Elek	Végh Ferenc	Kacsó Lajos	Györfő Béla	Tökés Vilma	Iskola	Kacsó Emma	Tökés Péter
Kút vízszint tszfm. (m)	388,5	392	388	386	387,5		388	389
Nitrátkoncentráció (mg/l)	12,7	26,8	144,8	27,7	13,1	45,3	91,5	102,9

Sorsz.	17	18	19	20	21	22	23	24
Név, cím	Gálffy András	Kacsó Péter	Mihály Gyula	Kacsó Vilmos	Tökés Lázár	Samu Zsuzsa	Benedekffy Enikő	Kádár István
Kút vízszint tszfm. (m)	388	390	389	391	389	390	384	376
Nitrátkoncentráció (mg/l)	13,2	59,8	8,6	144,4	18,8	14,1	4,9	10,9

Sorsz.	25	26	27	28	29
Név, cím	Benedekffy Ferenc	Szabó Lajos	Kacsó Lidia	Kacsó Ilona	Gábor Lajos
Kút vízszint tszfm. (m)	378	n.a	378	n.a.	375,5
Nitrátkoncentráció (mg/l)	10,6	5,2	115,9	9,6	10,2

Megvizsgáltam a pontszerű szennyezőforrások helyzetét a kutakhoz viszonyítva, és azt tapasztaltam, hogy a 8 eset közül, amikor a nitrátkoncentráció meghaladja az 50 mg/l értéket, 6 esetben 50 m-en belül pontszerű szennyezőforrás található (istálló, WC), két esetben nem találtam semmilyen szemmel látható szennyezőforrást, amely a magas nitrátkoncentrációt okozhatná. A 29 vizsgált kútból, négy esetben a kúttól 50 m-en belül pontszerű szennyezőforrást figyeltem meg, ennek ellenére a kútban alacsony nitrátkoncentrációt mértem. Tehát Nyárádmagyarós esetében azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a pontszerű szennyezőforrások nagymértékben befolyásolják a kutak vizének nitrátkoncentrációját, de léteznek olyan esetek is, amikor a kútvíz nitrátszennyezettsége nem magyarázható közvetlen pontszerű szennyezőforrás jelenlétével.

A Kisnyárád mentén más településeken is hasonló helyzetet találtam a 2008 májusában végzett felmérés során. Májában (9. táblázat) a 20 vizsgált kút közül 5-ben (25%), Márkodban (11. táblázat) a 22 vizsgált kút közül 7-ben (32%) , Berekeresztúron (10. táblázat) a 19 vizsgált kút közül 8-ban (42%) haladta meg a nitrátkoncentráció a megengedett 50 mg/l értéket. Ezekben az esetekben a nitrátszennyeződés kapcsolatba hozható pontszerű szennyezőforrásokkal, így a szakirodalomban ismert esetekhez hasonlóan (Cantor L., Knox N.C., 1984; Keeney D.R., 1986; Arnade L.J., 1999; MacQuarrie K.T.B. et al., 2001) ezen a területen a pontszerű szennyezőforrások jelentős mértékben befolyásolják a kutak vizének nitrátkoncentrációját.

9. táblázat. A nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Májában, 2008-ban

Név	Sikó István	Kovács Ferenc	Iskola	Lőrinci György	Kacsó József	Bíró Judit	Lőrinci István	Nagy Margit
Nitrát koncentráció (mg/l)	118,3	102,1	0,3	52,9	31,9	120,8	0	0,65

Név	Nagy Póli	Albert Ilona	Kovács József	Nagy Zs. Béni	Albert Vilma	Turdean Géza	Albert Mihály	Kovács Ferenc
Nitrát koncentráció (mg/l)	47,1	0	13,7	1,1	25,9	0,5	38,9	16,3

Név	Albert B. János	Marcel de Groot	Kovács Péter	Kovács Tibor
Nitrát koncentráció (mg/l)	125,3	30,3	53,3	9,2

10. táblázat A nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Berekeresztúron, 2008-ben

Név	Varga Gyula	Nagy Lajos	Nagy Levente	Varga Ida	Varga Jolán	Szepessy Katalin	Majláth Ferenc	Kósa Péter
Nitrát koncentráció (mg/l)	51,8	50,2	1,8	17,4	108,4	120,5	0,3	272,6

Név	Kósa Zsigmond	Gál Domokos	Nagy Rozália	Majláth Anna	Szász János	Varga Károly	Csíki Ferenc	Lőrinci Albert
Nitrát koncentráció (mg/l)	42,0	77,8	120,0	16,7	2,5	28,0	1,9	4,0

Név	Varga Imre	Varga Sándor	Varga Berta
Nitrát koncentráció (mg/l)	20,1	38,0	57,0

11. táblázat. A nitrátkoncentráció a vizsgált kutakban Márkodon, 2008-ben

Név	Siklódi Péter	Siklódi Árpád	Török Szabina	Siklódi Jenő	Marton Károly	Kovács Dezső	Marton Vilma	Hajdu Eszter
Nitrát koncentráció (mg/l)	0	57,4	1,6	61,2	52,2	41,5	18,1	6,9

Név	Siklódi Attila	Keresztes Tünde	Vass Mária	Marton Péter	Kacsó Károly	Marton Gizella	Demeter Zoltán	Siklódi S Zsuzsanna
Nitrát koncentráció (mg/l)	13,4	16,3	17,5	1,6	84,8	126,0	29,6	99,2

Név	Bodoni Hermina	Bodoni Ilona	Parokia	Ercse Gabriella	Majláth Károly	Kovács Eszter
Nitrát koncentráció (mg/l)	38,6	49,5	14,8	33,8	122,1	0

A Nagynyárád felső szakaszán megvizsgáltam a kutak nitrát szennyezettségét több településen, és az ezen a szakaszon elhelyezkedő falvakban általában alacsony, még a Kisnyárád mentén vizsgált falvak kútjaiban tapasztalt nitrátszennyezésnél is kisebb mértékű nitrátszennyezést mértem, pl. Vármezőn egyetlen kutat sem találtam, amelyben a nitrátkoncentráció meghaladta volna az 50 mg/l értéket. Ezen a szakaszon valószínűleg a Görgényi havasokból származó nagy mennyiségű víz, valamint a nagyobb átlag csapadékmennyiség jelentős hígítási tényezőként játszik szerepet a kutak vizének alacsony nitrátkoncentrációjában (a román Meteorológiai Atlasz adatai alapján itt 800-1000 mm/év csapadékot mérnek az Alsó-Nyárádmentén mért 500-600 mm/év csapadékmennyiséggel szemben), más a szakirodalomból ismert esetekhez hasonlóan (Pacheco J., et al., 2001). Ezen a szakaszon a Nyárád természetes mederben folyik, nem hajtottak végre folyószabályozási munkálatokat.

Jobbágyfalván, a Felső-Nyárárdmente legalacsonyabban elhelyezkedő, és egyben legnagyobb településén 2008 júliusában részletes felméréseket végeztem. A vizsgált 92 kútból 37-ben (40,21%) haladja meg a nitrátkoncentráció az 50 mg/l értéket (egyébként a faluban 175 házszám található, ebből 60%-ot sikerült felmérni, 30% nem volt otthon a felmérés időpontjában, 10% lakatlan ház, 12 udvaron nem volt kút). A 37 esetből 31-ben találtam pontszerű szennyezőforrást (WC, istálló) a kúttól mért 50 m távolságon belül. Ez az eredmény azt mutatja, hogy Jobbágyfalva esetében is a Felső-Nyárárdmente többi településéhez hasonlóan a pontszerű szennyezőforrások jelentős szerepet játszanak a kutak vizének nitrátszennyezésben.

Jobbágyfalván, a vizsgált kutak nitrátszennyezettségét összehasonlítva a közép nyárárdmenti Gálfalva vizsgált kútjainak nitrát szennyezettségével, azt tapasztaljuk, hogy Jobbágyfalva esetében azoknak a kutaknak az aránya, amelyekben a nitrátkoncentráció meghaladja az 50 mg/l értéket, sokkal alacsonyabb (40,21%), mint Gálfalván, ahol ez az érték 70,45 %. Jobbágyfalva és Gálfalva méreteiben összemérhető, gazdálkodási formáiban hasonló települések. Mindkét település azonos módon a Nyárád árterületén, holocén lerakódáson helyezkedik el. A létező geomorfológiai különbségeken kívül még jelentős különbséget jelent a két település között az a tény, hogy Jobbágyfalva területén a Nyárád nem szabályozott, Gálfalva területén a 70-es években szabályozták a Nyárád medrét.

Mint láttuk, mind az Alsó és Közép-Nyárárdmentén, mind a Felső-Nyárárdmentén találunk kutakat, amelyek esetében a magas nitrátkoncentrációt nem lehet a közvetlen, pontszerű szennyezőforrások közelségével magyarázni, ám ezen kutak aránya sokkal magasabb a vízgyűjtő középső és alsó szakaszán, mint a felső szakaszon.

4.3. A földrajzi, hidrológiai és területhasználati tényezők hatásának vizsgálata az ivóvízkutak nitrátszennyezettségére a Nyomát patak vízgyűjtőjében található kutakban

Miután az egész vízgyűjtő területre kiterjedő vizsgálataim során kaptam egy általános képet az ivóvízkutak nitrátszennyezettségéről, és világossá vált, hogy a nitrátszennyeződést befolyásoló tényezők bonyolultsága és az összefüggések komplexitása miatt lehetetlen egy egységes rendszerszerű képet kialakítani a kutak nitrátszennyezésének ok-okozati összefüggéseiről az egész vízgyűjtő területén, ezért a folyamatok megértése végett rátértem kisebb vízgyűjtők vizsgálatára.

Az egyik tanulmányozott vízgyűjtő a Nyomát patak vízgyűjtője, amely a Nyárád középső szakaszának jobb oldali mellékfolyója. Nyomát falu a Nyárád középső szakaszán helyezkedik el, a faluban 170 gazdaság és 414 lakos található. Állatállomány: 47 szarvasmarha, 122 sertés. A területhasználat a nyomáti határban a következőképpen mutatkozik (12. táblázat).

12. táblázat. Területhasználat Nyomát falu határában

Művelési mód	Terület
szántó (ha)	105,49 ha
szőlő (ha)	1,99 ha
gyümölcsös (ha)	0,52 ha
legelő (ha)	34,1 ha

A településen két méréssorozatot végeztem, az első méréssorozatot 2006 márciusában hóolvadás után, míg a második méréssorozatot 2006 szeptemberében a hosszan tartó szárazság után.

13. táblázat: A Nyomát patak vízgyűjtőjében található kutakból vett minták nitrát koncentrációja.

Minta száma	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kút vízszint tszfm. (m)	390	389	387	387	386	387	387	382	382
Nitrát koncentráció (mg/l) -2006 márciusi méréssorozat	3,92	46,1	120	59,4	51,7	76,4	12,7	26,5	92,82
Nitrát koncentráció (mg/l) -2006 szeptemberi méréssorozat	0,15	25,4	99,9	53,7	8,77	1,81	42	37,8	57,15

Minta száma	10	11	12	13	14	15	16	17	
Kút vízszint tszfm. (m)	385	381	370	381	375	375	370	370	
Nitrát koncentráció (mg/l) -2006 márciusi méréssorozat	46,64	58,4	39,3	4,8	172	5,68	119,7	10	
Nitrát koncentráció (mg/l) -2006 szeptemberi méréssorozat	23,66	69	83,1	5,14	164	170	139,3	6	

Az eredmények azt mutatják, (13. táblázat) hogy hóolvadáskor jelentősen megnő a nitrátkoncentráció a patak vizében (1. minta), ami a legelőkről és a szántókról történő nitrátbemosódással magyarázható. Ezt a nitrátbemosódást a jó mezőgazdasági gyakorlatok alkalmazásával lehet kiküszöbölni. A település nitrátterhelése is megfigyelhető, úgy a tavaszi, mint az őszi méréssorozat esetében, a település után a patak vizéből vett minta segítségével (17. minta).

A kutakból vett minták nitráttartalma a márciusi méréssorozat esetében 17-ből 8 esetben haladja meg a megengedett 50 mg/l értéket, míg a szeptemberi méréssorozat esetében 17-ből szintén 8 esetben haladja meg az 50 mg/l értéket (13. táblázat). A kutak nitrátszennyezése tavasszal, magas talajvízszint esetén általában nagyobb értéket mutat, mint a szeptemberben, alacsony

talajvízszint esetén, tehát dominál a konvekcióval a talajvízbe kerülő nitrát. A nitrátszennyeződés magasabb értéket mutat a teraszokon, mint a meredek szakaszon, vagyis azt tapasztalhatjuk, hogy a teraszokon felhalmozódik a nitrát, úgy magas talajvízszint esetén, mint alacsony talajvízszint esetén (3., 9., 14. minta) (13. táblázat). Az ötödik mérési pont talajvizet összegyűjtő halastó, amelyben sokkal magasabb nitrát értéket találunk tavasszal, mint ősszel, a felszíni bemosódások következtében. A hatodik mérési pont esetében a kút alatt istálló található, és a magas talajvízszint következtében a kútba jut az istállóból kimosódott nitrát. A szeptemberi méréseknél mindkét esetben alacsony nitrát értéket mértünk. A hetes és nyolcas mérési pontok esetében a tavaszi mérések kisebb nitrát értéket mutatnak, mivel ezek a mérési pontok a meredek szakaszon helyezkednek el, ahol nagyobb talajvízmennyiség esetében jelentősebb hígítással számolhatunk (Pierre D., 1983). A tizenötödik minta esetében (13. táblázat) a kút a patak mellett helyezkedik el, és tavasszal magas vízállás esetén a talajvíz kapcsolatban van a patak vizével, így ebben az esetben a kútvíz nitráttartalma alacsony, míg szeptemberben, amikor a patak szinte teljesen kiszárad, a kút vize az azonos szinten levő kutakhoz hasonlóan magas nitrátszennyezettséget mutat.

4.4. A geomorfológiai, hidromorfológiai, hidrológiai és területhasználati tényezők befolyása a kutak vizének nitrátszennyezettségére a Dorman patak vízgyűjtő területén

4.4.1. Potenciális nitrátszennyező források

A Nagy és Kisadorjánban végzett rendszeres felmérések során kapcsolatba hoztam az egyes kutak nitrátszennyezettségét a lehetséges szennyezőforrásokkal. Nagy és Kisadorján két kisméretű település, ahol nem található jelentős szennyező forrás, ezért a talajvíz nitrátszennyezése feltehetően, a szakirodalomból ismert esetekhez hasonlóan a helytelen mezőgazdasági gyakorlat következményeként, diffúz forrásokból (Hall M.D., et al., 2001; Delgado J.A., Shaffer M.J., 2002), valamint a háztáji gazdaságokból és a tisztítatlan szennyvízből (Buzek F., et al., 2006; Seiler R.L., 2005; Verstraeten I.M., et al., 2005; Verplanck P.L. et al., 2005; Benotti and Brownawell, 2005; Woodhouse B., 2003) származik.

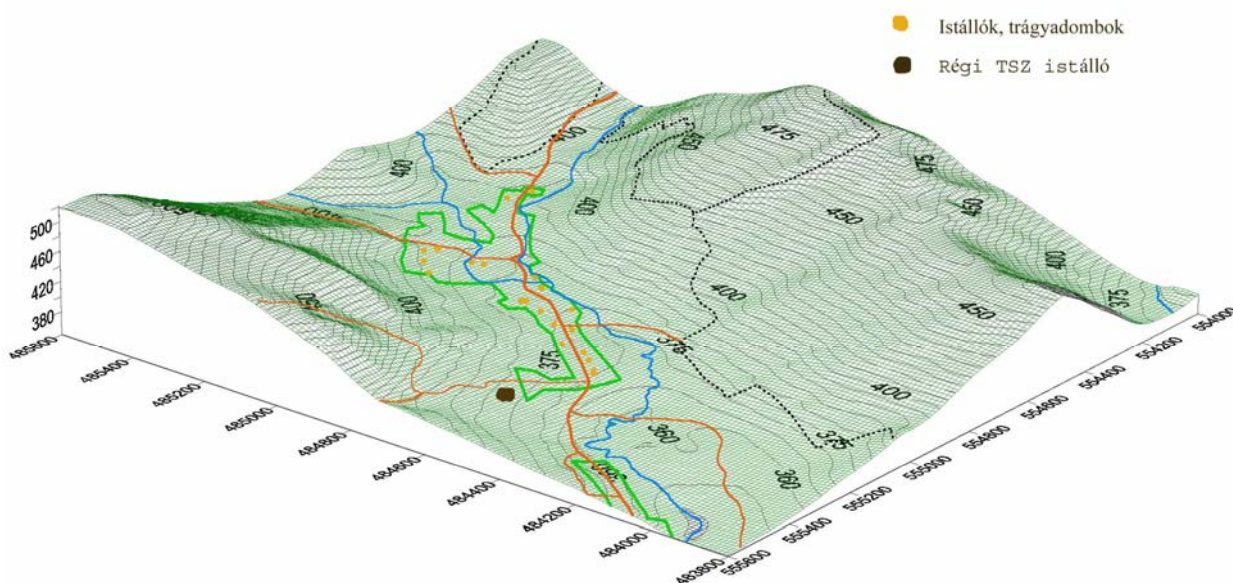
Potenciális diffúz szennyező forrást jelent a mezőgazdasági területekre (főleg a téli időszakban) kijuttatott szerves trágya, illetve műtrágya. Mivel a szántók a völgy két oldalán helyezkednek el, ezért a fölösleges nitrát könnyen bemosódik a völgyfenéken elhelyezkedő település alatt található talajvízbe.

Mivel nem sikerült megbízható adatokat szerezni az utóbbi években a területre (szerves trágya illetve műtrágya formában) kiszórt nitrát mennyiségéről, ezért egy magántermelő által használt

saját bevallása szerinti mennyiségről vonhatunk le következtetéseket. Fekete Árpád, nagyadorjáni magántermelő esetében a következő gazdálkodási gyakorlatot tapasztaljuk:

- 5 ha lejtős szántott területen gazdálkodik, ebből 2 ha búza, 2 ha zab, 1 ha kukorica
- Állatállomány: 2 sertés, 8 fejőstehén, 10 bikaborjú, 8 liba, 40 tyúk
- Az állatállomány által termelt szerves trágyát ősszel és tavasszal szórja ki a szántott területekre.
- Ezenkívül kiszór ősszel 250 kg/ha NPK és tavasszal 150 kg/ha NH_4NO_3 műtrágyát.
- Az általa használt területre a TSZ idejében 300 kg/ha NH_4NO_3 műtrágyát szórtak ki. Ez a mennyiség általános volt az egész TSz által használt területen.

Pontszerű szennyező forrásnak tekinthetjük az istállókat, nem elszigetelt trágyadombokat, amelyeket szintén feltérképeztem (19. ábra). Szintén pontszerű szennyezőforrás a kinti WC, amely minden háznál megtalálható. Jelentős történelmi szennyezőforrás a valamikori TSz istállója, amelyet felszámoltak.



19. ábra Szennyezőforrások eloszlása Nagyadorjában

4.4.2. Az ivóvízkutak nitrátszennyezettségének felmérése Nagy és Kisadorjában

Nagyadorjában a kutatások során több méréssorozatot végeztem, a 2007 januárjában végzett méréssorozat esetében 41 ivóvízkútból vettem mintát. A vizsgált minták 12%-ban a nitrátkoncentráció meghaladja az 50 mg/l értéket (10. táblázat).

14. táblázat. Nitrátkoncentráció és kút vízszint tengerszint feletti magasság értékek Nagydorjánban a 2007 januári mérésorozat esetében

Sorsz.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Név	Nagydorjáni tó	Tóth Ferenc	Miklós István	Csalóka Lázár	Csalóka Lilla	Lunka Ilona	Csorgó	Makkai Sándor	Gáspárik Attila
Kút vízszint tszfm. (m)	388	381	384	387	374	376	387	383	380
Nitrátkoncentráció (mg/l)	2.7	4.5	1.3	1.7	4.3	3.5	1.9	5.8	51.2

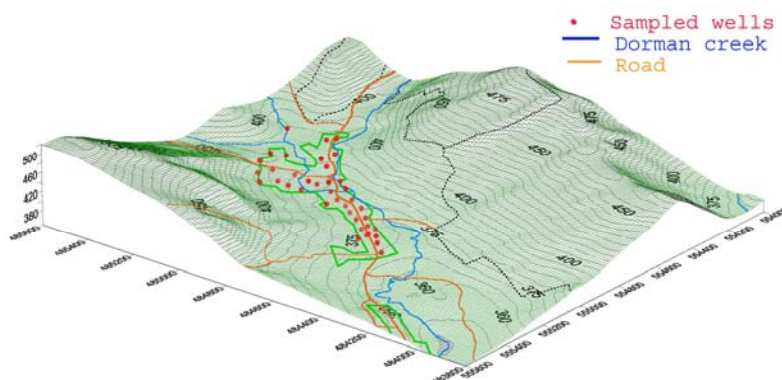
Sorsz.	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Név	Némethi József	Kovács Károly	Kovács Károly	Makkai Kálmán	Tóth Ida	László Lajos	Tóth Levente	Simon Emma	Tóth Lajos
Kút vízszint tszfm. (m)	386	377	378	363	365	365	361	365	365
Nitrátkoncentráció (mg/l)	2.7	1.9	4	119	220	3.1	52.8	138	46.8

Sorsz.	19	20	21	22	23	24	25	26	27
Név	Tóth Pál (1)	Tóth Pál (2)	Fekete Árpád	Jean Pollart	Ábrahám Imre	Nagy Albert	Biro Ida	Biro Albert	Biro Albert
Kút vízszint tszfm. (m)	367	368	366	368	369	369	368	368	370
Nitrátkoncentráció (mg/l)	1.4	1.7	9.7	2.3	2.7	3.4	1.7	1.3	3.1

Sorsz.	28	29	30	31	32	33	34	35	36
Név	Szilagyi Péter	Novák Juszina	Hesfelean Margareta	Miklós Károly	Bodoni Margit	Miklos Gyula.	Jánosi Denes	Illyés Sándor	Mátyás Csaba.
Kút vízszint tszfm. (m)	366	365	363	347	352	362	367	369	370
Nitrátkoncentráció (mg/l)	3.5	2.7	10.3	4.4	5.1	13.4	4	5	3.4

Sorsz.	37	38	39	40	41
Név	Kerekes Ibolya	Csalóka Margit	Germán Erzsébet	Fekete Árpád.	Miklós József.
Kút vízszint tszfm. (m)	387	383	382	368	367
Nitrátkoncentráció (mg/l)	4.8	4.3	16.9	5	7.3

Nagyadorjában a legmagasabban és a legalacsonyabban elhelyezkedő mérési pontok között (a kutakban levő víz piezometrikus szintjét figyelembe véve) 27 m szintkülönbséget mértem (20. ábra). A mérések alapján a település alatt a 361m és 365m között elhelyezkedő teraszon nitrát felhalmozódást találunk (14. táblázat).



20 ábra A mintavételi pontok eloszlása a Nagyadorján területén

A 2007 júliusában végzett méréssorozat az ivóvízkutakban hasonló nitrátkoncentráció eloszlást mutatott. A nitrátkoncentráció eloszlását Nagyadorjában a két méréssorozat esetében a következő ábrákon láthatjuk:



21.ábra A nitrátkoncentráció eloszlása Nagyadorján területén, 2007 január



22.ábra A nitrátkoncentráció eloszlása Nagyadorján területén, 2007 július

Kisadorján a Dorman patak völgyének meredekebb szakaszán helyezkedik el, Nagyadorján alatt. A Kisadorjában végzett vizsgálatok során jelentősen kiemelkedő nitrátkoncentrációt csupán egy pontszerű szennyezőforrás közelében mértem (15. táblázat).

15. táblázat. Nitrátkoncentráció értékek Kisadorjában a 2007 januári méréssorozat esetében

Mintaszám	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Nitrát koncentráció (mg/l)	9,4	23,1	2,7	10,1	4,7	1,6	110,0	45,8	113,0	5,6	3,6

Mintaszám	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Nitrát koncentráció (mg/l)	9,7	14,3	20,6	3,1	5,3	13,4	4,0	63,0	46,7	2,7	3,4

Habár a Dorman patak völgyében az Alsó-Nyárárdmente falvaihoz képest viszonylag alacsony az ivóvízkutak nitrátszennyezettsége, a szakirodalom szerint, a hasonló terepen és körülmények közötti vizsgálatok alapján (Hinkle S.R, et al., 2007; Morgan D.S., et al, 2007) valószínűsíthető, hogy a nitráttal szennyezett kutak aránya nőni fog a jövőben.

A vizsgálataim során Nagyadorjánban számos esetben nem találtam egyértelmű kapcsolatot a nitrátszennyezést okozó potenciális kockázati tényezők, főleg a pontszerű szennyezőforrások és a nitrátszennyezés között. Ez ellentétben áll bizonyos tanulmányok eredményeivel (Verstraeten I.M., et al., 2005), és igazolja más kutatások eredményeit (Kerényi A., Szabó Gy., 1997), amelyek szerint az egyes kutak vizének nitrátkoncentrációját a szennyezőforrásokhoz viszonyított távolság mellett morfológiai tényezők is jelentősen befolyásolják.



23. ábra Alacsony nitrátkoncentráció a trágyadomb közelében elhelyezkedő kút vizében (14. táblázat, 20 kút)

Mivel egyes esetekben anomáliás, megmagyarázhatatlan jelenségekkel találkoztam, vagyis alacsony nitrátkoncentrációt mértem jelentős szennyezőforrások közelében, pl a képen (23. ábra) látható Tót Pál kútjának vizében (14.táblázat, 20. kút) a nitrátkoncentrációja, a trágyadomb közvetlen közelsége ellenére alacsony (1,7 mg/l), illetve magas nitrátkoncentráció értékeket mértem látható szennyezőforrás jelenléte nélkül, pl. a Simon Emma kútjában (14. táblázat, 17.kút) 138 mg/l, ezért a folyamatok feltárása céljából további geomorfológiai, hidromorfológiai és hidrológiai vizsgálatokat végeztem..

4.4.3. A talajszerkezet és az ivóvízkutak nitrátszennyezettsége közötti kapcsolatok vizsgálata

A talajszerkezet vizsgálata céljából Nagyadorján területén 8 pontban végeztem fúrást. A fúrásokat 6 esetben a vizsgált ivóvízkutaktól kb. 1,5- 2 m távolságra végeztem abból a célból, hogy feltárjam a kút közvetlen közelében levő állapotokat. Ezenkívül még végeztem két fúrást, ezen esetekben a kutaktól távolabb, az egyik fúrást az egyik kúttól (Fekete I) kb. 30 m-re, a trágyadomb közvetlen közelségében, a másik fúrást egy semmilyen látható szennyezésnek kitett területen, a Simon I fúrástól kb. 100 m-re, Simon Emma gyümölcsöskertjében végeztem (24. ábra). Ezen fúrásokat azon célból végeztem, hogy feltárjam a kutaktól távolabb eső két ellentétes hatásnak kitett helyszínen található állapotokat.

A fúrásokkal, illetve geofizikai szelvényezéssel feltárt területrészen a völgy aljzatát pannon korú márgák (homokos beékelődésekkel) képezik, amelyen részben dilluviális, részben a Dorman-patak által kialakított alluviális üledékek alakultak ki. A völgyfenéken kifejlődött üledékek vastagsága 4-8 m. Az alluviális, összefogazódott kőzetlisztes agyag, kőzetliszt, homokos kőzetlisztes üledékeket főként a Makkai és az Adorjáni fúrásban érintettünk (24. ábra). A Simon I., Simon II, illetve a Miklós fúrásokban már a dilluviális-csuszamlásos agyagos összlet határát érintettük (24. ábra). Ezt a területet úgy vízszintes síkban, mint rétegvastagságban egy kiterjedt agyag, kőzetlisztes agyag összlet alkotja, amelyet helyenként kisebb homokos agyag, illetve kőzetlisztes agyagszintek tagolnak. A Dorman patak ágának jelentős irányváltása, valamint a domborzati felszín is az itt feltárt lejtőmozgásos, bemosódásos üledékképződésre utal.

A területen talajvíz ezekben a felszín közeli üledékekben található. A patak 3 ágának összefolyásánál (azaz az Adorjáni, Makkai fúrások térségében) a vastagsága maximális, és jelentős vízzáró képződményt nem tártunk fel. Ezzel ellentétben a patak folyási irányában, ennek a jobb partján már a Simon I és Simon II. fúrásban is, de leginkább jellemzően a Fekete I és Fekete II. fúrásban jelentős vastagságú (1,5-4 m-es) agyag vízzáró képződményt találtunk. Ez a képződmény jelentősen befolyásolja a talajvíz utánpótlást, valamint ennek az áramlási irányát.

A faluban az ásott kutak mélysége 5-6 m, ezért a fúrásokat is eddig a mélységig végeztük, mivel a talajvíz nitrátkoncentrációját ebben a rétegben lezajló folyamatok befolyásolják. A fúrás során vett talajmintákban, minden azonosított rétegben, meghatároztam a nitrátkoncentrációt. A fúrási pontokat úgy határoztam meg (24. ábra), hogy jellemzőek legyenek a faluban létező lejtő kategóriákra, pontszerű szennyező forrásoktól való távolságra, és magyarázatot kaphassunk a geomorfológiai és hidromorfológiai adottságokból származó különbségekre a kutak vizének nitrátkoncentrációja tekintetében.

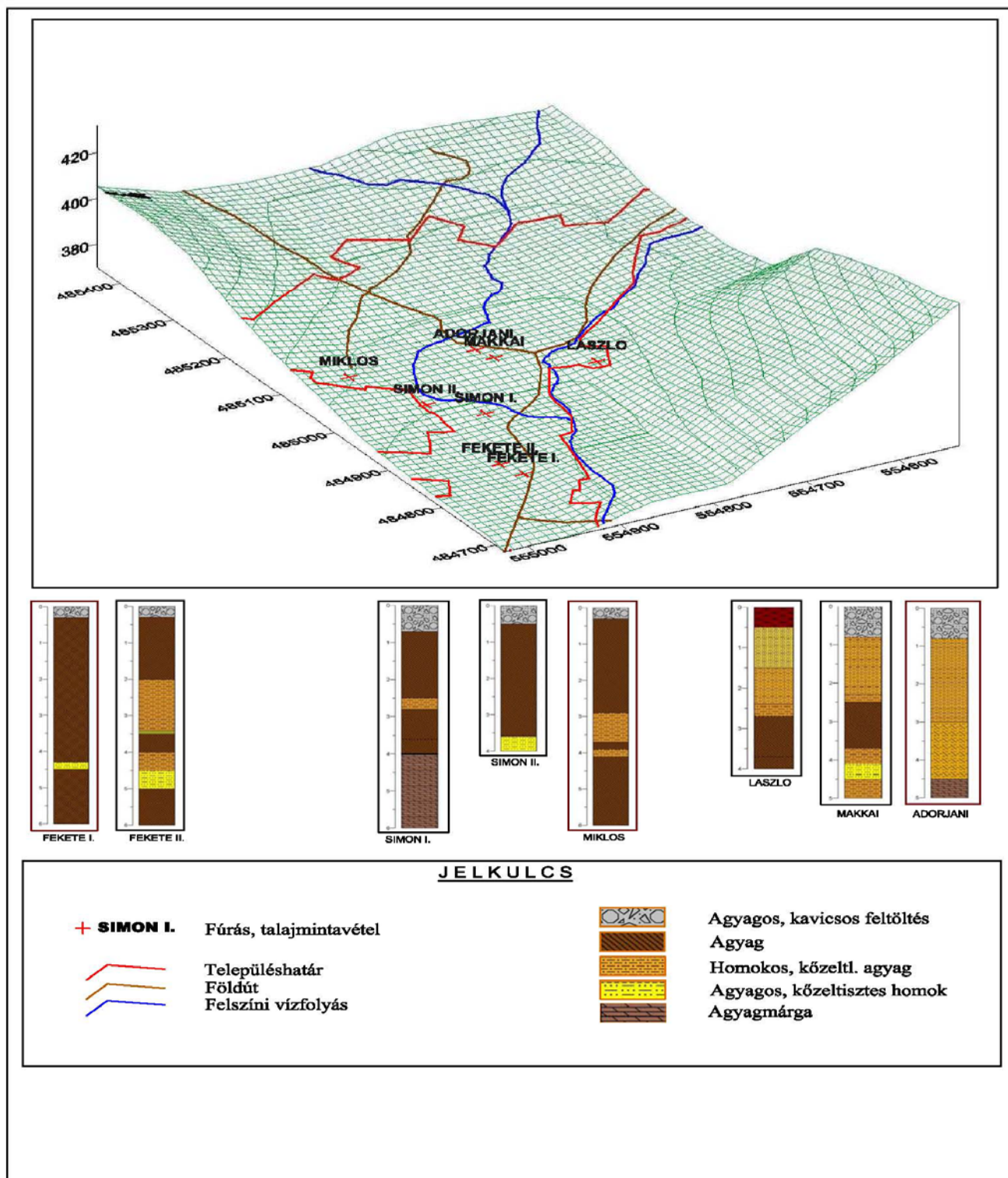
A fúrásokból vett talajmintákból megállapítottam, hogy a Pannon miocén rétegek felett változatos módon elhelyezkedő kvarter üledékes rétegek nagy mértékben befolyásolják az egyes

kutakban mért nitrátkoncentrációkat, és magyarázatot adnak a kutak nitrátkoncentrációiban tapasztalt anomáliás jelenségekre.

A fúrásokat a következő pontokban végeztem (24. ábra):

1. Miklós Gyula kútja mellett (Miklós)
2. Adorjáni Ilona kútja mellett (Adorjáni)
3. Makkai Kálmán kútja mellett (Makkai)
4. László József kútja mellett (László)
5. Simon Emma kútja mellett (Simon I)
6. Simon Emma kertjében (Simon II)
7. Fekete Árpád kútja mellett (Fekete I)
8. Fekete Árpád udvarán (Fekete II)

A fúrások alkalmával talált rétegsorok minősítése során megállapítottam, hogy a kis vízgyűjtő területén változatos talajszerkezetet találunk, és a talajrétegek nitrátkoncentrációját vizsgálva megállapítottam, hogy a különböző rétegsorokban a nitrátkoncentráció is változatos képet mutat (*16. táblázat*), és magyarázatot kaphatunk a különböző anomáliás jelenségekre, például a Fekete Árpád udvarán, a kúttól 25 m-re elhelyezkedő trágyadomb ellenére a kútban nagyon alacsony nitrátértékeket mértünk. Ennek magyarázata a Fekete Árpád telkén elhelyezkedő 2-4 m-es agyagréteg, amely eddig megakadályozta a trágyadombtól származó nitrát bejutását a talajvízbe.



24. ábra A fúrások pozíciója és a feltárt talajszerkezet

16. Táblázat A feltárt rétegek nitráttartalma

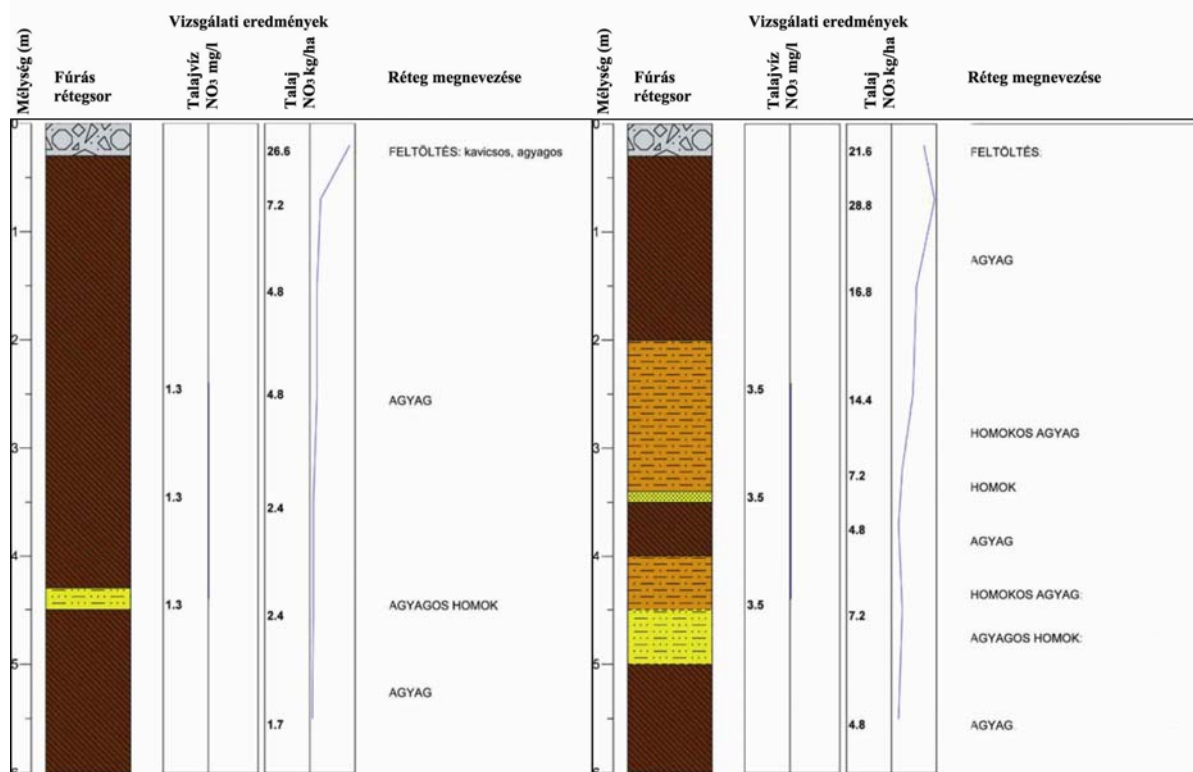
Minta szám/tulajdonos	Talajminta felszíntől számított mélysége (m)	NO ₃ mg/kg	Réteg minősítőse
1. Miklósi Gyula	0.00-0.25	1.77	Feltöltés, kavicsos agyag
2. Miklósi Gyula	0.25-2.70	0.18	Agyag
3. Miklósi Gyula	2.70-3.60	0.13	Homokos agyag
4. Miklósi Gyula	3.60-3.90	0.18	Agyag
5. Miklósi Gyula	3.90-4.20	0.13	Homokos agyag, mészkivállásos
6. Miklósi Gyula	4.20-5.00	0.18	Agyag, kőzetlisztes, homokos, sárga
7. Miklósi Gyula	5.00-6.00	0.13	Agyag, kőzetlisztes, homokos, sárga
8. Adorjáni Ilona	0.00-0.80	0.35	Agyagos kavicsos feltöltés
9. Adorjáni Ilona	0.80-2.00	0.13	Agyagos kőzetliszt, szenesedett növényi maradványokat, limonit, meszes kivállásokat tartalmaz
10. Adorjáni Ilona	2.00-3.00	0.04	Agyagos kőzetliszt, szenesedett növényi maradványokat, limonit, meszes kivállásokat tartalmaz
11. Adorjáni Ilona	3.00-4.50	0.04	Márgás agyag
12. Adorjáni Ilona	4.20-5.00	0.04	Kompakt agyagmárga
13. Makkai Kálmán	0.00-0.80	0.62	Agyagos kavicsos feltöltés
14. Makkai Kálmán	0.80-2.30	0.84	Agyagos kőzetliszt, paleotalaj
15. Makkai Kálmán	2.30-2.50	0.40	Homokos agyag
16. Makkai Kálmán	2.50-3.70	0.35	Agyag
17. Makkai Kálmán	3.70-4.10	0.31	Homokos agyag
18. Makkai Kálmán	4.10-4.50	0.27	Agyagos homok
19. Makkai Kálmán	4.50-5.00	0.31	Homokos agyag
20. László Lajos	0.00-0.50	0.40	Feltalaj, agyagos
21. László Lajos	0.50-1.50	0.13	Homokos kőzetliszt
22. László Lajos	1.50-2.40	0.09	Agyagos kőzetliszt
23. László Lajos	2.40-2.70	0.13	Homokos agyag
24. László Lajos	2.70-3.50	0.13	Agyag, sötétbarna
25. László Lajos	5.50-4.00	0.09	Agyag, világosbarna
26. Fekete Árpád I	0.00-0.35	0.49	Feltöltés, kavicsos agyag
27. Fekete Árpád I	0.35-1.00	0.13	Agyag
28. Fekete Árpád I	1.00-2.00	0.09	Agyag
29. Fekete Árpád I	2.00-3.00	0.09	Agyag
30. Fekete Árpád I	3.00-4.30	0.04	Agyag
31. Fekete Árpád I	4.30-4.50	0.04	Agyagos homok
32. Fekete Árpád I	4.50-6.00	0.03	Agyag

33.Fekete Árpád II.	0.00-0.30	0.40	Agyagos, kavicsos feltöltés
34.Fekete Árpád II.	0.30-1.00	0.53	Agyag
35.Fekete Árpád II.	1.00-2.00	0.31	Agyag
36.Fekete Árpád II.	2.00-3.40	0.27	Homokos agyag
37.Fekete Árpád II.	3.10-3.50	0.13	Homok
38.Fekete Árpád II.	3.50-4.00	0.09	Agyag
39.Fekete Árpád II.	4.00-4.50	0.13	Homokos agyag, mészkivállásos
40.Fekete Árpád II.	4.50-5.00	0.09	Agyagos homok, sárga, kőzetlisztes
41.Fekete Árpád II.	5.00-6.00	0.09	Agyag, kőzetlisztes, homokos, sárga
42.Simon Emma I	0.00-0.70	0.71	Agyagos, kavicsos feltöltés
43.Simon Emma I	0.70-1.40	0.04	Agyag, limonitkivállásos
44.Simon Emma I	1.40-2.00	0.09	Agyag, limonitkivállásos
45.Simon Emma I	2.00-2.50	0.04	Agyag, limonitkivállásos
46.Simon Emma I	2.50-2.80	0.27	Homokos agyag
47.Simon Emma I	2.80-3.60	0.22	Agyag, limonitkivállásos
48.Simon Emma I	3.60-4.00	0.27	Agyag, kőzetlisztes, limonitkivállásos
49.Simon Emma I	4.00-5.00	0.18	Agyagmárga
50.Simon Emma I	5.00-6.00	0.18	Agyagmárga
51.Simon Emma II	0.00-0.50	0.27	Feltalaj
52.Simon Emma II	0.50-2.00	0.04	Agyag, limonitkivállásos
53.Simon Emma II	2.00-3.00	0.04	Agyag, limonitkivállásos
54.Simon Emma II	3.00-3.60	0.04	Agyag, limonitkivállásos
55.Simon Emma II	3.60-4.00	0.04	Agyagos, kőzetlisztes homok

A vizsgált területen azt tapasztalhatjuk, hogy a mezőgazdasági tevékenységből származó nem pontszerű (diffúz) szennyezés (Delgado J.A., Shaffer M.J., 2002), valamint pontszerű szennyezőforrások (Kaçaroglu F., Günay G., 1997) leronthatják időben a talajvíz minőségét a sok év szennyezésének kummulatív hatása következtében. (Shilling K.E., Wolter C.F., 2001). A talajvíz minőségének romlását nagymértékben befolyásolják a talajszerkezeti tényezők, amelyek a vizsgált terület kis mérete ellenére rendkívül változatos képet mutatnak. Az összes minta esetében azt tapasztaljuk, hogy létezik egy konvekciós, diffúziós- diszperziós mozgással lefele mozgó nitrátf front (Stefanovits, P., Filep Gy., Fülek Gy., 1999). A nitrátf front lefele haladása jobban észlelhető a homokos, agyagos kőzetlisztes lerakódás esetében, (pl. László, Makkai) mint az agyagos talajok esetében (pl. Fekete I) (25. ábra). A nitrátf front lefele haladását ábrázoló diagrammokat vizsgálva azt tapasztaljuk, hogy azokban az esetekben, amelyekben a fúrás során vett talajminták nitrátszennyezésnek kitett területen, jelenleg is használatban levő, illetve az utóbbi 15 évben használatban volt gazdaságok, istállók környékén találhatóak, pl., Makkai, Simon I illetve Fekete II, nagyobb mélységben is (2-4) m jelentősebb nitrátmennyiséget találunk.

FEKETE I.

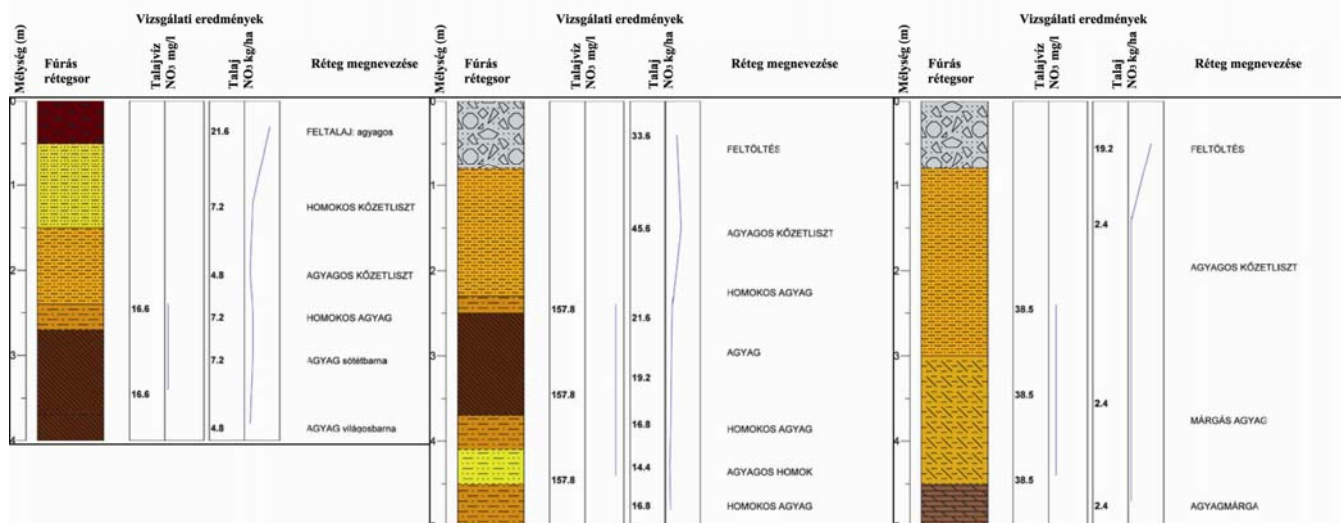
FEKETE II.

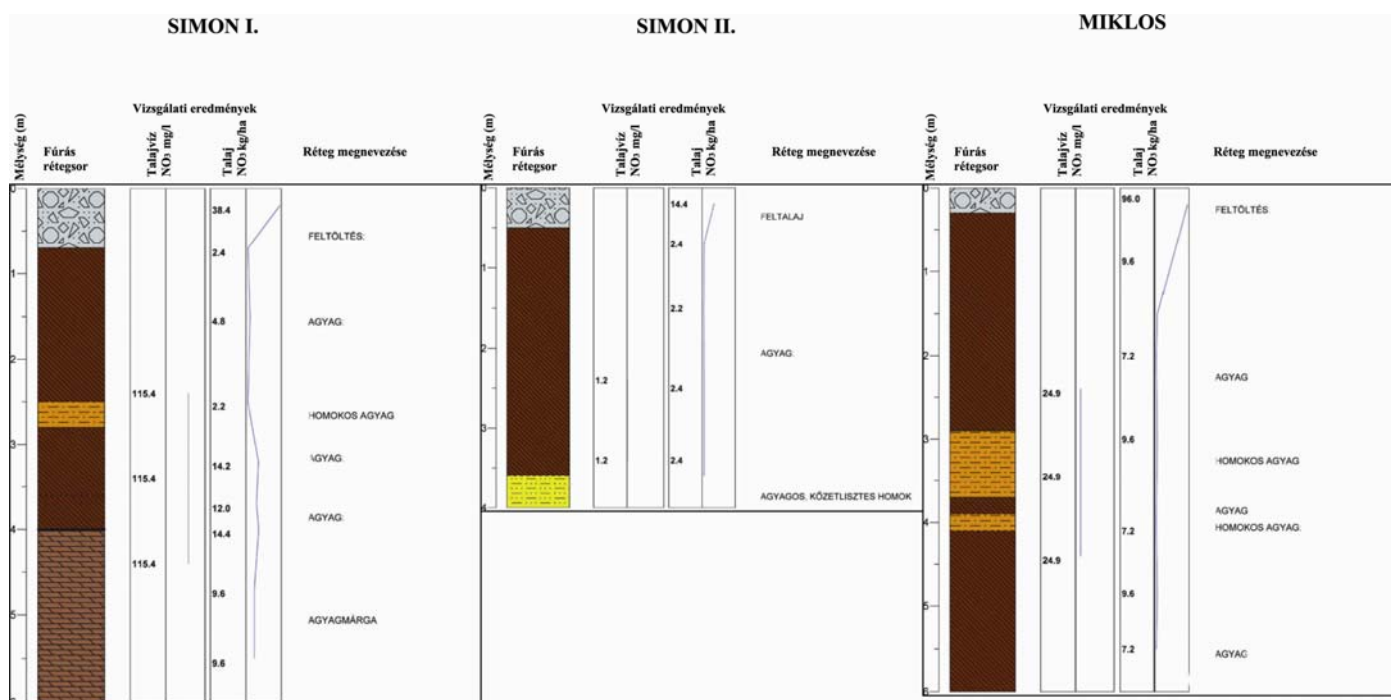


LASZLO

MAKKAI

ADORJÁNI





25. ábra A nitrátf front mozgása a feltárt talajszelvényekben

A fúrásmintákban a nitrát tartalom általában meglehetősen kicsi volt, de egy-két felszíni minta jelentősebb mennyiséget is tartalmazott. Miklós Gyulánál (Miklós) 1.77 mg NO₃/kg, Makkai Kálmánál (Makkai) 0.62 mg NO₃/kg a 0-80 cm-es rétegben, alatta viszont 0.84 mg NO₃/kg volt a 80-230 cm-es rétegben. Fekete I. esetében 0.49 mg NO₃/kg, Fekete II.-nél 0.40 mg NO₃/kg a 0-30 cm-es rétegben és 0.53 mg NO₃/kg a 30-100 cm-es rétegben. Simon I. esetében 0.71 mg NO₃/kg volt a 0-70 cm-es rétegben (16. táblázat).

Ha összeadjuk az egyes rétegekben lévő nitrát mennyiséget súlyozva a réteg vastagságával az alábbi mennyiségeket kapjuk:

17. Táblázat A szelvényekben levő nitrátmennyiség súlyozva a réteg vastagságával

Fúrás helye	NO ₃ súlyozva (mg/kg/6m)
Miklós	1.36
Adorjáni	0.62
Makkai	2.91
László	0.85
Fekete I.	0.81
Fekete II.	1.43
Simon I.	1.32
Simon II.	0.38

Azokban az esetekben, amikor a fúrásból vett talajmintában magasabb nitrátkoncentrációt találtam, pl. Simon I, Makkai, és a kút táplálása a talajvízből történik, a fúrás közelében levő kút vizében magas nitrátkoncentrációt mértem. Azokban az esetekben, amikor a kút táplálása mélyebb rétegvízből történik, pl. Fekete I, a talajmintákban mért magasabb nitrátkoncentráció ellenére a kút vizében alacsony nitrátkoncentrációt mértem (16., 17. táblázat).

Annak érdekében, hogy megvizsgáljuk, mennyire reprezentatívak a talajvíz nitrátszennyezésére az ivóvízkutakból vett minták, összehasonlítottam az ivóvízkútból és a kúttól 2-3 m-re végzett fúrásból vett vízminták nitrát koncentrációját (18. táblázat). Az eredmények azt mutatják, hogy a kutakhoz közeli forrásokból vett vízminták nitrátkoncentrációja nagyságrendileg nem mutat jelentős eltérést a kutakból vett vízminták nitrátkoncentrációjához képest két eset kivételével. Ebben a két esetben (Simon I és Makkai) az eltérés a két minta között több mint 50 mg/l, és ezekben az esetekben a fúrásból vett talajmintákból megállapítottuk, hogy ezen a területen két víztartó réteg (homokos agyag) található, és az első 2,5 méteren elhelyezkedő víztartó réteget elérte a lefele haladó nitrátfront, így az itt található talajvíz nyilvánvalóan jelentősebb mértékben szennyezett, mint a 4 m alatt elhelyezkedő víztartó réteg, amelyet még nem ért el a nitrátfront. A Simon Emma udvarán, a Makkai Kálmánéval ellentétben jelenleg nem folyik gazdálkodás, de egy-két évtizeddel ezelőtt jelentős gazdálkodás folyt (7-8 szarvasmarha Simon Emma elbeszélése szerint). Ebben a két esetben feltételezhetjük, hogy a fúrásból vett vízmintában keveredik a két víztartó rétegből származó víz, így a felső víztartó rétegben található víz magasabb nitrátkoncentrációja miatt ebben a mintában jóval magasabb nitrátkoncentrációt mértünk, mint a kútból vett vízmintából, amelynek mélysége 5 m és cementgyűrűvel szigetelt, így a vizet az alsó, 4 m alatt elhelyezkedő víztartó rétegből veszi.

A kutaktól távolabb eső két fúrásból vett vízmintát elemezve a következőket tapasztaljuk (18. táblázat):

- A Fekete Árpád udvarán, a kúttól 50 m-re vett mintában (Fekete II) a nitrátkoncentráció a kútból vett mintához (Fekete I) hasonlóan alacsony, annak ellenére, hogy a fúrást gyakorlatilag a trágyadomb alatt végeztük, ebben az esetben a nitrátfront, miként a talajminták elemzéséből is kitűnik, még nem érte el a víztartó réteget.
- A Simon Emma kertjében a kúttól 70-80 m-re végzett fúrásból (Simon II) az derül ki, hogy itt már a Fekete Árpád esetében is megfigyelt 3 m-es agyagréteg alatt található a víztartó réteg, így az innen vett vízmintában a Fekete Árpád telkén vett mintákhoz hasonlóan alacsony nitrátkoncentrációt mértem.

18. táblázat A kútból és a fúrásból vett vízminták nitrátkoncentrációja

Mintavétel helye	Kút (víz) NO ₃ ⁻ tartalom mg/l	Fúrás (víz) NO ₃ ⁻ tartalom mg/l
Miklósi Gyula	13,4	24,9
Adorjáni Ilona	45,6	38,5
Makkai Kálmán	104,6	157,8
László Lajos	17,4	16,6
Fekete Árpád	1,30	1,30
Fekete Árpád-fúrás trágyadomb alatt		3,50
Simon Emma	47,6	115,4
Simon Emma –fúrás kertben		1,17

4.4.4.. Geofizikai-hidrogeológiai vizsgálatok értékelése

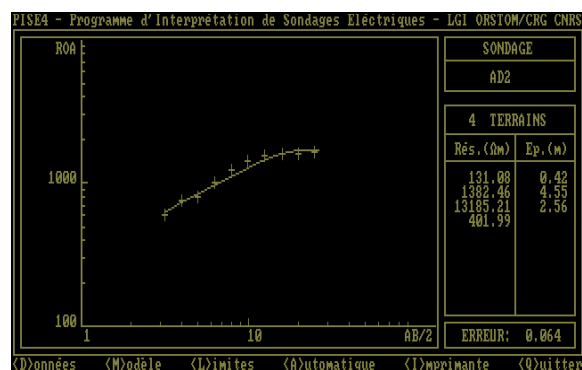
A geofizikai-hidrogeológiai vizsgálatok során a patak ártéri kvarter üledékeit (agyag, homokos agyag, homok, kavicsos homok, kavics) kellett elkülöníteni a felső miocén Pannon rétegektől (agyagos márga, márga, meszes márga). A méréseket a patakra merőlegesen ÉK-DNy irányú szelvények mentén végeztük (28. ábra). A mért adatokból számított látszólagos ellenállás értékek, az AB/2 távolság függvényében log-log koordináta rendszerben ábrázolva, egy-egy görbét rajzoltak ki.

Az AD1-es és AD2-es méréseket Makkai Kálmán kapuja előtt végeztük, a mérések kiértékelt eredményei a 36, 37 ábrán láthatóak. Az **AD1** és **AD2** kiértékelt görbéje alapján készítettük el az Adorján I-es földtani szelvényt, amely a **I.szelvény**-en tekinthető meg.

Az **AD1** és **AD2**-es mérési pontokon az eredményekre illesztett görbe leggyakrabban 3 - 4 réteget különböztetett meg. A görbéken látjuk, hogy a felszín közelében 0.5 -1 m között 130-160 ohm/m-es ellenállású andezit törmelékkel feltöltött agyagos humusz található. 1 m -től 6-6.5 m-ig 630-1200 ohm/m-es ellenállású meszes homokos agyagot találunk. 6 m-től a meszes agyag folyamatosan átmegy nagy ellenállású (3500-13 000 ohm/m) meszes márgába. Az **AD1** és **AD2**-es mérési pontokban sikerült kimérni 8.5 - 11 m között egy alacsonyabb ellenállású agyagos-homokos márgaréteget. Ezt követően 11 m után 14 m-ig, a behatolási mélységig megint meszes márga található.



26.ábra: AD1-es VESZ mérés kiértékelési görbéje



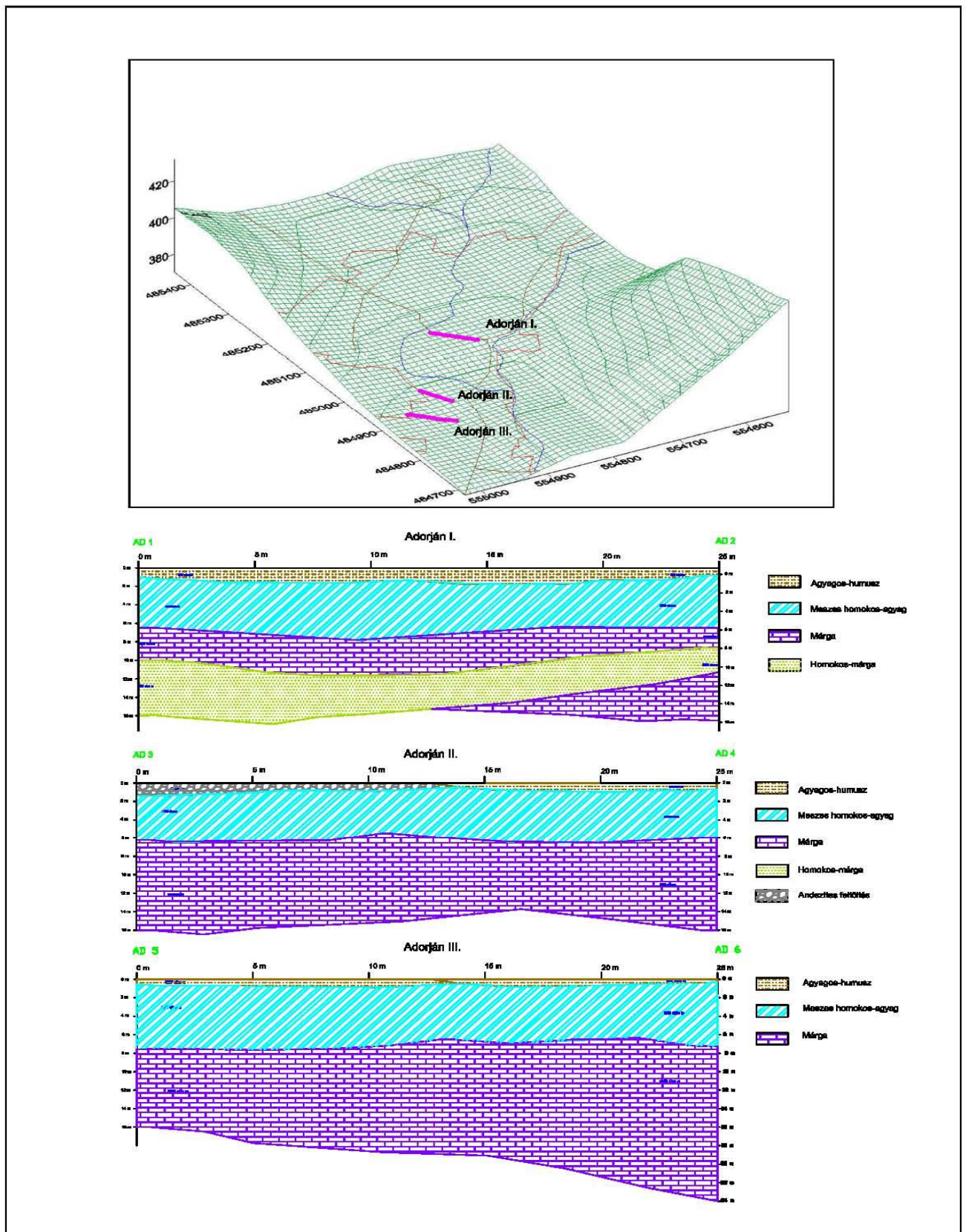
27.ábra: AD2-es VESZ mérés kiértékelési görbéje

Az AD3-as és AD4-es méréseket Simon Emma udvarán végeztük. Az **AD3** és **AD4** kiértékelte görbéje alapján készítettük el az Adorján II-es földtani szelvényt, amely a **II. szelvény**-en tekinthető meg. Az **AD3** és **AD4**-es mérési pontokon az eredményekre illesztett görbe leggyakrabban 2 -3 réteget különböztetett meg. A görbéken látjuk, hogy a felszín közelében 0.5 -1 m között 330-300 ohm/m-es ellenállású andezit törmelékkel feltöltött agyagos humusz található. A korábbi méréssel ellentétében látható, hogy az **AD3**-as mérés környezetében dominál az andezites feltöltés, amelyet a terület gazdája is megerősített. 1 m –től 6m-ig 530-1100 ohm/m-es ellenállású meszes homokos agyagot találunk. 6 m-től a meszes agyag folyamatosan átmegy nagy ellenállású (1500-3000 ohm/m) meszes márgába, amely marad a 14 m-es behatolási mélység maximumáig. Az AD5-ös mérést Tóth Pál udvarán, míg az AD6-os mérést annak kapuja előtt végeztük el. A korábbi mérésekkel ellentétben az AD6-os mérés hosszabb, 100 m-es terítésű volt. Az **AD5** és **AD6** kiértékelte görbéje alapján készítettük el az Adorján III-as földtani szelvényt, mely a **III.szelvény**-en tekinthető meg. Az **AD5** és az **AD6**-os mérési pontokon az eredményekre illesztett görbe leggyakrabban 2 -3 réteget különböztetett meg. A görbéken látjuk, hogy a felszín közelében 0.5 -1 m között 160-330 ohm/m-es ellenállású andezit törmelékkel feltöltött agyagos humusz található.

1 m –től 7.5m-ig 540-550 ohm/m-es ellenállású meszes homokos agyagot találunk. 7.5 m-től a meszes agyag folyamatosan átmegy nagy ellenállású (1200-1700 ohm/m) meszes márgába, amely marad 25 m mélységig, a behatolási mélység maximumáig.

A fenti vizsgálatok alapján feltételezhető, hogy a település ásott kútjaiban két különböző víz keveredik, és ez a keveredés okozza a változatos kémiai összetételt. A magas nitrátkoncentrációjú felszínközelbeli talajvizekhez keverik a mélyebb rétegekből származó alacsony nitrátkoncentrációjú víz. A AD1 és AD2-es mérésekben kimutatható, hogy a miocén márgában lencseszerűen vízáadó rétegek találhatóak, amelybe a márga alacsony szivárgási tényezője miatt ($K=10^{-5}$ m/nap) a mezőgazdasági és kommunális hulladékkal szennyezett talajvíz nem jut le. Pl. Tóth Pál udvarán

ásott kútban megfigyelhető volt, hogy a kút vize a talajvíz fölé emelkedett, azaz a márga rétegben található homoklencse vagy litoklázis mentén egy nyomásalatti felszínközeli rétegvíz található.



28. ábra A geofizikai vizsgálatok eredményeinek ábrázolása

4.4.5. Az ivóvízkutak nitrátszennyeződésének vizsgálata a hidrológiai és klimatikus tényezők függvényében

Mivel a szakirodalom szerint a talajvízben található nitrátkoncentráció kapcsolatban van a hidrológiai tényezőkkel, a csapadék mennyiségével (Pierre D, 1983; De Vries J.J, 1995; Grimaldi C., Chaplot V., 2000) ezért Nagyadorjánban megvizsgáltam a klimatikus és hidrológiai tényezők befolyását a talajvíz nitrátkoncentrációjára. E célból kiválasztottam 5 ivóvízkutat. Az 5 ivóvízkút közül 4-ben az előzetes mérések során magas nitrátkoncentrációt találtam, míg az ötödik kútban (Fekete Árpád) alacsony nitrátkoncentrációt mértem.

4.4.5.1. A csapadék hatása a kutakban található víz mennyiségére

A 2007 december-2008 június közötti periódusban megvizsgáltam, hogy miként függ a vizsgált kutakban, a víz mennyisége az adott időszakban lehulló csapadék mennyiségétől. Az öt vizsgált kút Nagyadorján területén helyezkedik el, ahonnan 4 km távolságra, Nyárádszeredában található az Országos Meteorológiai Intézet legközelebbi mérőpontja, így a vizsgálatainkhoz az Országos Meteorológiai Intézet nyárádszeredai mérőpontjának az adatait használtam fel (19.táblázat). Ezen adatok alapján a 2007 december 1 és a 2008 június 30 közötti periódusban összesen 469,9 mm csapadékot mértek Nyárádszereda területén, és ezeket az adatokat jó megközelítéssel érvényesnek tekinthetjük Nagyadorjánban is.

Ennek a csapadékmennyiségnek az időbeni eloszlása nem egyenletes. A vizsgálat céljából a lehullott dekádonkénti csapadékösszegeket vettem figyelembe. A csapadék időbeni eloszlását vizsgálva megfigyelhetünk egy csúcsot március első 10 napjában (76,2 mm), majd május utolsó, illetve június második dekájában figyelhetünk meg újabb csapadék csúcsokat. Ezek között a csapadéokban bőséges időszakok között csapadékszegényebb időszakokat találunk.

A vizsgált öt kútban, abban a periódusban, amelyben a kutatásaimat folytattam, a kutakban levő víz térfogatának jelentős változásait észleltem. A víz térfogatváltozása a vizsgált kutakban különböző mértékű volt, így az egyes kutakban mért víz térfogata minimum 11,36 % és maximum 31,26 %-os változást mutatott.

19. táblázat. Az Országos Meteorológiai Intézet által a nyárádszeredai mérőponton mért dekádonkénti csapadékösszegek 2007 december és 2008 június közötti időszakban

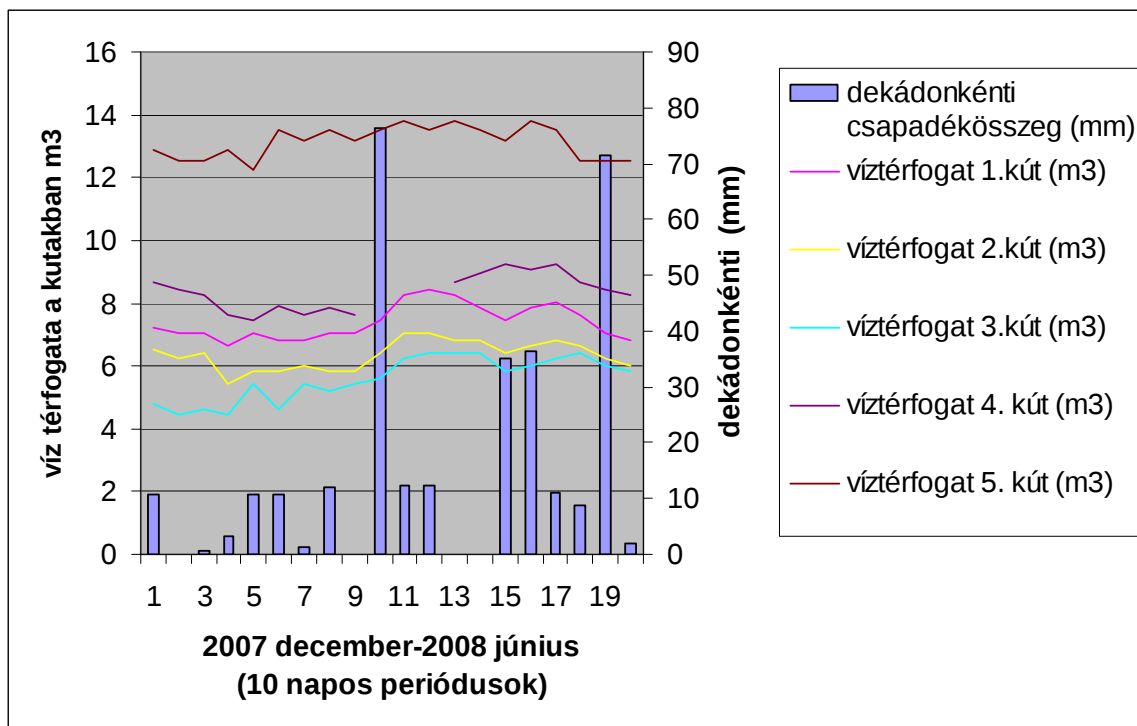
Hónap	dec.			jan.			febr.			marc.		
Dekádonkénti csapadékösszegek (mm)	15	10.7	0	0.5	3.2	10.6	10.6	1.3	11.9	76.2	12.3	12.3
Hónap	ápr.			máj.			jún.					
Dekádonkénti csapadékösszegek (mm)	35.2	36.4	11.1	32.2	22.7	85.4	8.8	71.5	2			

Az öt vizsgált kútban a víztérfogat, a vizsgált időszakban a maximális és minimális víztérfogat között, százalékos arányban kifejezve a következőképpen változott:

1. kút (Simon Emma) : 21,45 %
2. kút (Makkai Kálmán): 22,76 %
3. kút (Tóth Levente): 31,26 %
4. kút (Tóth Ida): 19,57 %
5. kút (Fekete Árpád): 11,36 %

A legnagyobb mértékű változást a 3. kútban észleltem, amely a patakhoz legközelebb (kb 30 m-re a pataktól) található, a legkisebb változást az 5. kútban (Fekete Árpád) észleltem, amely a geofizikai vizsgálatok alapján egy mélyebben található rétegvízből kapja az utánpótlást. A másik három kút esetében a változások azonos nagyságrendűek, ezek a kutak a talajvízből kapják az utánpótlást, de a pataktól nagyobb távolságra helyezkednek el, mint a 3. kút, így valószínűleg ezekre a kutakra kisebb hatással van a patakban történő vízszintingadozás.

Ezután megvizsgáltam a kutakban levő vízmennyiség változását a csapadék függvényében. Amennyiben egy diagrammon (29.ábra) ábrázoljuk a csapadékmennyiséget és az öt vizsgált kútban a víztérfogat változásait, azt figyelhetjük meg, hogy az első négy kút esetében a március első dekádjában lehulló nagy mennyiségű csapadékot március második és harmadik dekádjában a kutakban víztérfogat növekedés követi. A március második, illetve harmadik dekádjában mért kisebb csapadékmennyiséget, április első dekádjában jól megfigyelhető vízmennyiség minimum követi a kutakban. Az 5. kútban a csapadékmennyiség változása a kútban található víz térfogatában sokkal kisebb mértékű változást okoz.



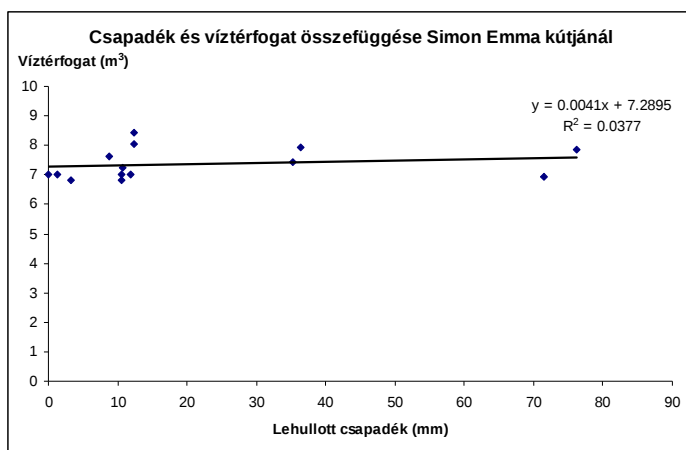
29. ábra. A vizsgált kutakban levő víz térfogatának és a dekádonkénti csapadékösszeg változása 2007 december-2008 június

A csapadék mennyiségét és a kutakban levő vízmennyiséget összehasonlítva azt tapasztaljuk, hogy az 1., 2., 3., -as kutakban található víz mennyisége valamelyes (kb 10 napos) késéssel követi a lehulló csapadékmennyiséget, így a kutakban levő víz mennyisége és minősége nagy mértékben függ a csapadékviszonyoktól. Ez az összefüggés nem meglepő, hiszen a vízgyűjtő területén a puffer hatású vizes élőhelyeket lecsapolták mezőgazdasági terület nyerése céljából, ezért a vízgyűjtőben található víz mennyiségét a szezonális csapadék mennyisége jelentősen befolyásolja.

A 29. ábrát figyelve azt láthatjuk, hogy az 1, 2, 3-as kutakban levő víztérfogatot ábrázoló görbék követik egymást, tehát a csapadék hatása ezekre a kutakra azonos, addig a 5-ik kútban levő vízmennyiség változásait követő görbe ettől eltér, a 4-ik kútban levő vízmennyiséget ábrázoló görbe pedig a két görbe között helyezkedik el, ami azt igazolja, hogy a 4-ik kút vízutánpótlása úgy a talajvízből, (ahonnan az 1-es, 2-es és 3-as kút táplálása történik), mint a mélyebben elhelyezkedő rétegvízből (ahonnan az 5-ik kút utánpótlása történik) kapja az utánpótlást.

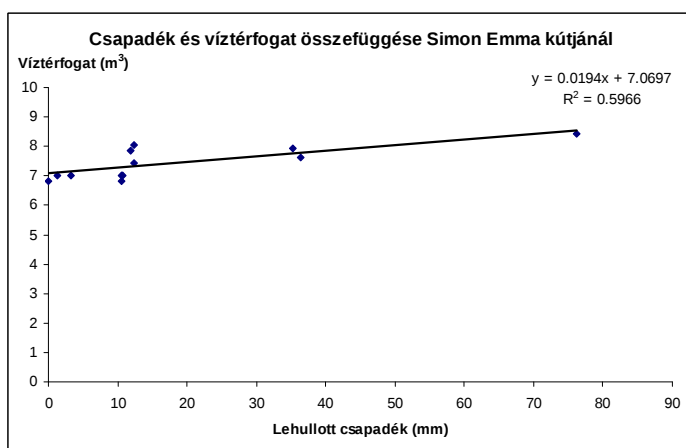
Amennyiben korrelációs számításokat végzünk a csapadékmennyiség és a kutakban mért vízmennyiség között, azt tapasztaljuk, hogy minden esetben pozitív korreláció létezik, de a korreláció mértéke nagyban függ a kút elhelyezkedésétől.

A Simon Emma kútja (1-es kút) esetében megfigyelhetjük a diagrammon a korrelációt a csapadékmennyiség és a kútvíz térfogata között a csapadék mérésének időpontjában (30. ábra) és 10 napos eltéréssel (31. ábra):



30. ábra Korreláció a csapadék mennyisége és a víztérfogat között a mérés időpontjában, Simon Emma kútja esetében

A korrelációs diagrammon abban az esetben ha a párokat úgy alakítjuk ki, hogy a kútvíztérfogat mérése egybeessen a csapadék mérésével (30. ábra), megfigyelhetjük, hogy gyakorlatilag nincs korreláció, ami logikus, hiszen az agyagos talajban idő kell, amíg a csapadék beszívárog a talajvízbe.



31. ábra Korreláció a csapadék mennyisége és a víztérfogat között 10 nap eltéréssel, Simon Emma kútja esetében

A korrelációs digrammon, abban az esetben, ha a párokat úgy alakítjuk ki, hogy a kútvíztérfogat mérési adatokat eltoljuk 10 nappal a csapadék mérésének időpontjához képest (31. ábra) jelentősebb pozitív korrelációt figyelhetünk meg ($R^2=0,59$).

A másik négy kút esetében a korrelációs számítás eredményei a csapadék regisztrálásának napján, illetve 10 nap eltolódással:

Makkai Kálmán (2. kút)	$R^2=0,0724$, 10 napos eltolódás $R^2= 0,5267$
Tóth Levente (3. kút)	$R^2=0,1657$, 10 napos eltolódás $R^2= 0,356$
Tóth Ida (4.kút)	$R^2=0,1406$, 10 napos eltolódás $R^2=0,4213$
Fekete Árpád (5.kút)	$R^2=0,0307$, 10 napos eltolódás $R^2= 0,1933$

A korrelációs számítás eredményeit megfigyelve azt láthatjuk, hogy a Makkai Kálmán kútja esetében, a Simon Emma kútjához hasonlóan, az R^2 értéke jelentősen megnövekedik a 10 napos eltolódással végzett korrelációs számítás esetében. A Tóth Levente és Tóth Ida kútja esetében is tapasztalhatjuk az R^2 érték növekedését. Tehát arra következtethetünk, hogy a csapadékból származó víz ezen kutak esetében 10 nap után jelenik meg a település alatt elhelyezkedő talajvízben. A Fekete Árpád kútja esetében az R^2 érték nagyon alacsony, úgy a csapadék regisztrálásának időpontjában, mint a 10 napos eltolódás esetében, ebben a kútban a legalacsonyabb a vízmennyiség szezonális ingadozása is.

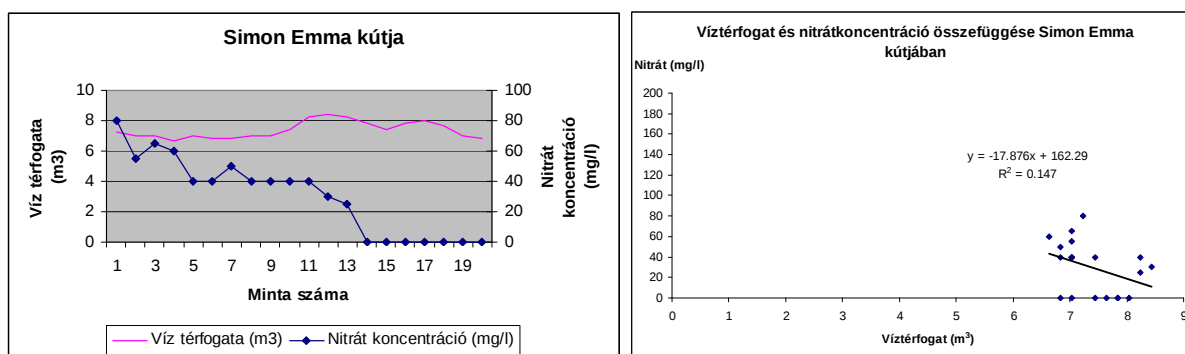
4.4.5.2. Az ivóvízkutak nitrátszennyeződésének szezonális változásának vizsgálata

A Nagyadorjánban végzett kutatásaim során az öt vizsgált ivóvízkút közül négyben az előzetes mérések során magas nitrátkoncentrációt találtam, míg az ötödik kútban (Fekete Árpád) alacsony nitrát koncentrációt mértem.

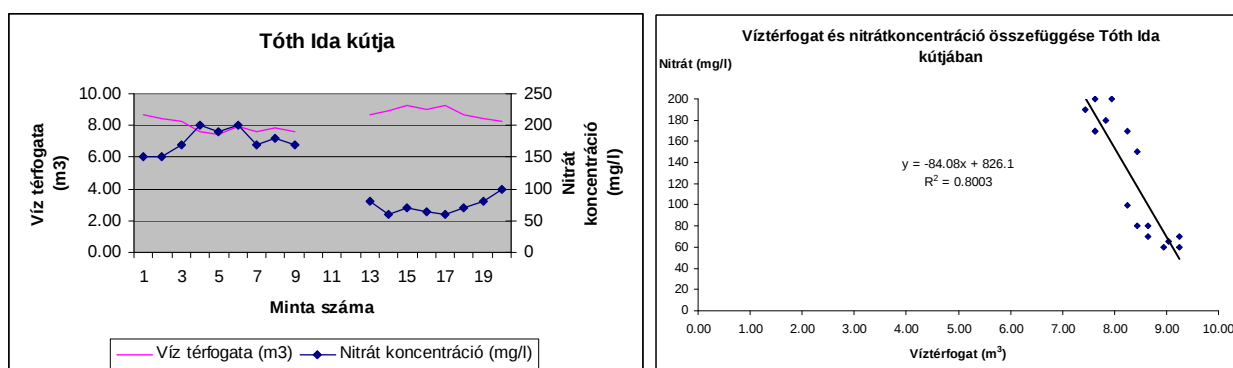
Az öt, vizsgálat céljából kiválasztott kútban hat hónapig 2007 decembere és 2008 júniusa között heti rendszerességgel mértem a nitrátkoncentrációt, és megvizsgáltam a nitrátkoncentráció változását a kútban található vízmennyiség függvényében.

Az 5 vizsgált kútból egy esetben (Fekete Árpád) nem tapasztaltam változást a hidrológiai tényezők függvényében, ebben a kútban minden esetben alacsony nitrátkoncentrációt mértem. A kútban található vízmennyiség ingadozása is ebben az esetben a legkevésbé jelentős. Ebben az esetben a talajvíz felett elhelyezkedő 2-3 m-es agyagréteg megfelelő szigetelést nyújt a helyi pontszerű szennyezőforrásokkal szemben, és az itt található talajvíz származási területe nyilván nem szennyezett nitráttal. A másik négy vizsgált kút esetében, a négy kút közül egy esetben (Tóth Levente) tapasztalunk eltérő viselkedést. Ebben az esetben a kora tavaszi hóolvadás okozta bőségesebb vízmennyiség okozta hígulás és jelentős nitrátkoncentráció csökkenés után, a szakirodalomban ismert esetekhez hasonlóan (Reynolds-Vargas J., S., 1995) a csapadék mennyiségével és ezzel összefüggésben a kútban levő víz mennyiségével kis mértékben nő a kút vizének nitrátszennyezettsége. Ez a kút a patakhoz közel helyezkedik el, és a partmenti zónában aktív folyamatok zajlanak le a talajvíz és a patak vize között (De Vries J.J, 1995), így a mezőgazdasági területekről a patak által bemosódott nitrát a kútvízben a nitrátkoncentráció növekedését okozza. A másik három kút esetében éppen az ellenkező jelenséget tapasztalunk, a kútban található nagyobb vízmennyiség esetében csökken a kútban levő víz nitrátkoncentrációja, más szakirodalomban leírt esetekhez hasonlóan (Kaçaroglu F., Günay G. 1997). Ezt nagy valószínűséggel a helyi pontszerű szennyezőforrások által okozott szennyezés, illetve az itt található történelmi szennyezés hígulása okozza.

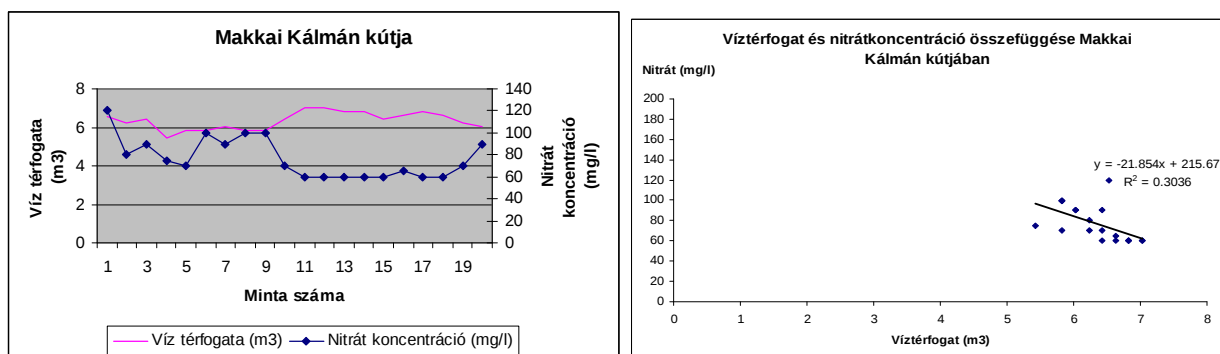
Amennyiben korrelációs számítást végzünk az összes vizsgált kútak esetében, akkor azt tapasztaljuk, hogy egy esetben (Tóth Ida kútja, 33. ábra) találunk szignifikáns negatív korrelációt a kútban található vízmennyiség és a nitrátkoncentráció között ($R^2 = 0,8003$), aminek az a magyarázata, hogy a Tóth Ida kútja esetében keveredik a sekély talajvíz, illetve az agyagréteg alatt található rétegvíz (amely Fekete Árpád kútját is táplálja), így a hígulást részben a mélyebb rétegből származó alacsony nitrátkoncentrációjú víz okozza, ezért a kútban található vízmennyiség növekedésével jelentős mértékben csökken a víz nitrátkoncentrációja. A többi kút esetében a korreláció szintén negatív, de kisebb mértékű, (pl. Makkai Kálmán $R^2 = 0,3036$, 34. ábra) illetve teljesen elhanyagolható pl. a Fekete Árpád kútja esetében (46. ábra).



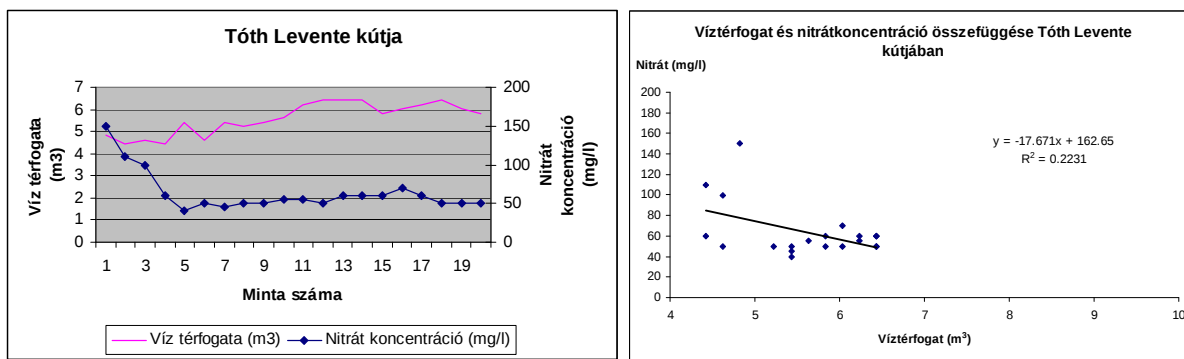
32. ábra A nitrátkoncentráció változása a kútban levő víztérfogat függvényében, Simon Emma kútja



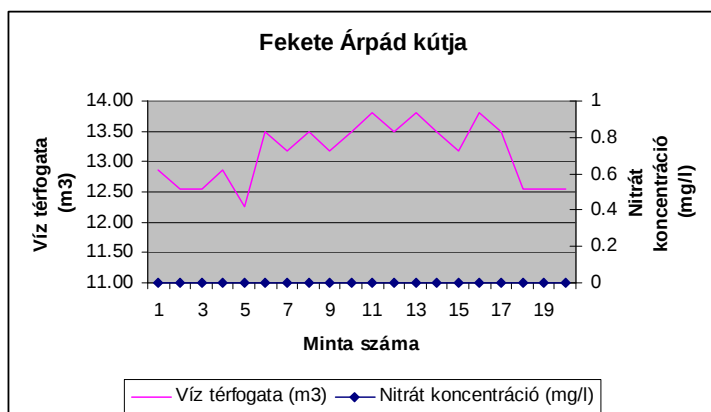
33. ábra A nitrátkoncentráció változása a kútban levő víztérfogat függvényében, Tóth Ida kútja



34. ábra A nitrátkoncentráció változása a kútban levő víztérfogat függvényében, Makkai Kálmán kútja



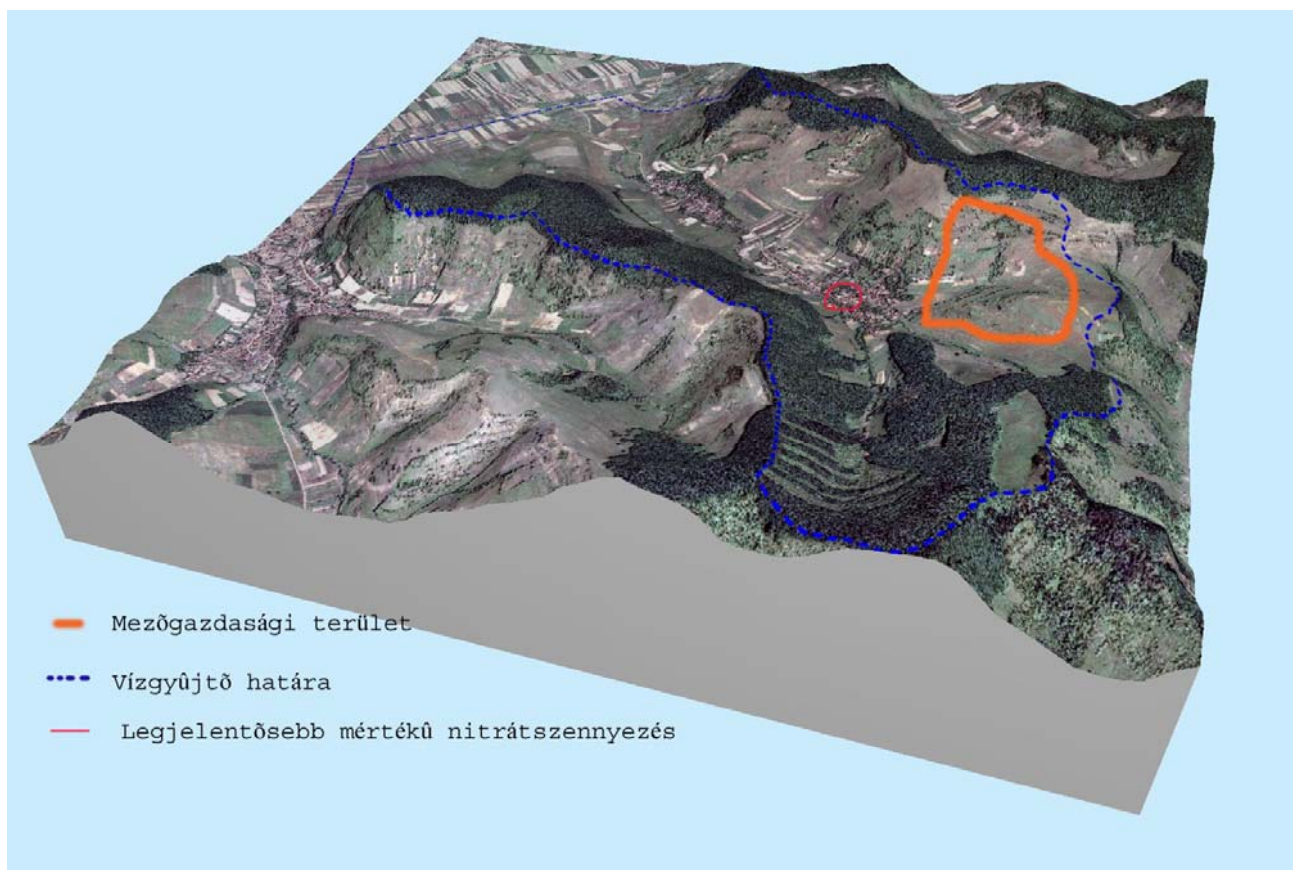
35. ábra A nitrátkoncentráció változása a kútban levő víztérfogat függvényében, Tóth Levent kútja



36. ábra A nitrátkoncentráció változása a kútban levő víztérfogat függvényében, Fekete Árpád kútja

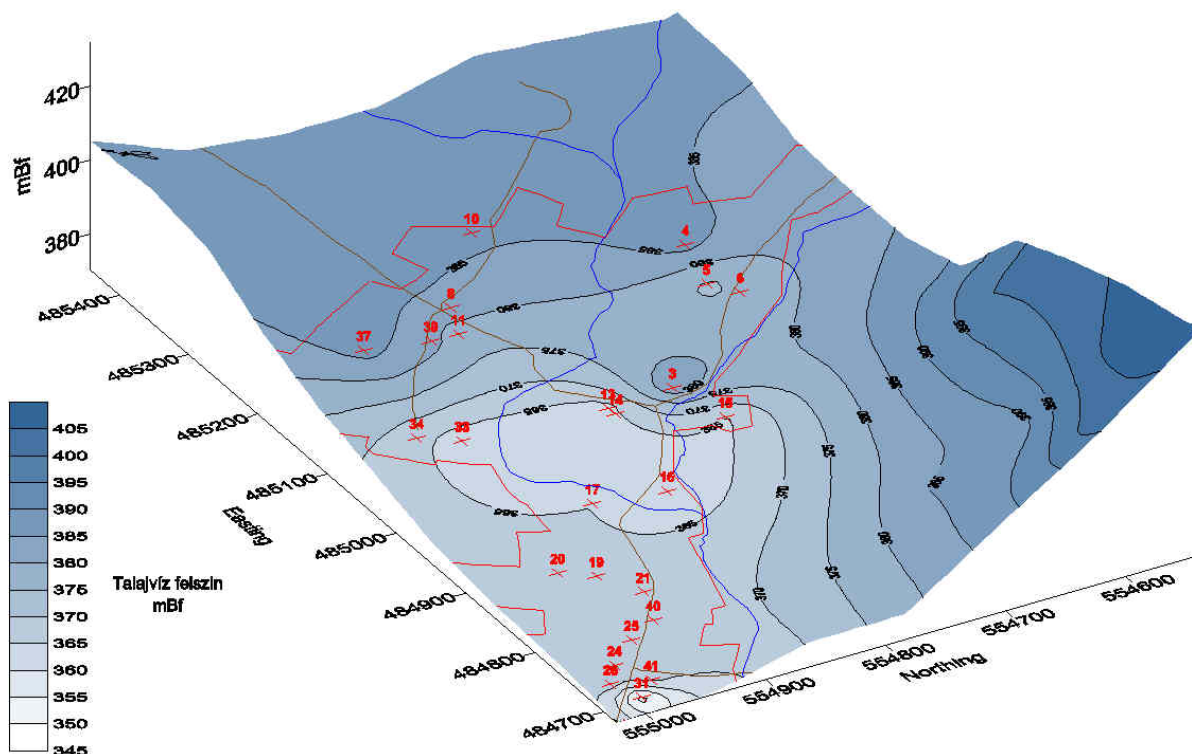
4.4.6. A területhasználat, a geomorfológiai és hidromorfológiai tényezők összevetéséből levonható következtetések

A Dorman patak vízgyűjtő területét vizsgálva azt tapasztaljuk, hogy a Nagyadorján felett elhelyezkedő területek nagy része mezőgazdasági terület, egy része szántó, más része legelő (37. ábra). Ezen a területen a TSz idejében intenzív gazdálkodást folytattak, 300 kg/ha NH_4NO_3 műtrágyát szórtak ki. Jelenleg nem folytatnak intenzív gazdálkodást, és a szántó terület egy része parlagon marad, de a terület egy részére kiszórnak kisebb mennyiségű ammónium nitrátot (150 kg/ha), valamint szerves trágyát, gyakran ősszel és télen, nem tartva be a Nitrát Direktíva által előírt gazdálkodási rendszert. A terület másik része legelő, itt legel a falu csordája. Tehát ez a terület diffúz szennyezőforrásnak számít, és a felesleges nitrátot a csapadék a teraszon található talajvízbe mossa, ahol a település helyezkedik el, és így a diffúz forrásból származó nitrát a faluban található pontszerű szennyező forrásokkal együttesen szennyezi a falu alatt található talajvizet.



37. ábra Nagyadorján 3D ábrázolása

Amennyiben megvizsgáljuk a vízáramlási folyamatokat (38. ábra), azt tapasztaljuk, hogy azok a kutak, amelyekben a legmagasabb nitrátkoncentrációt mértük (13,14,16,17 számú kutak, *14. táblázat*) azon a területen helyezkednek el, ahová összegyűl úgy a diffúz forrásból származó nitrát, mint a faluban található pontszerű szennyező forrásokból (trágyadombok, pöcegödrök) származó nitrát.

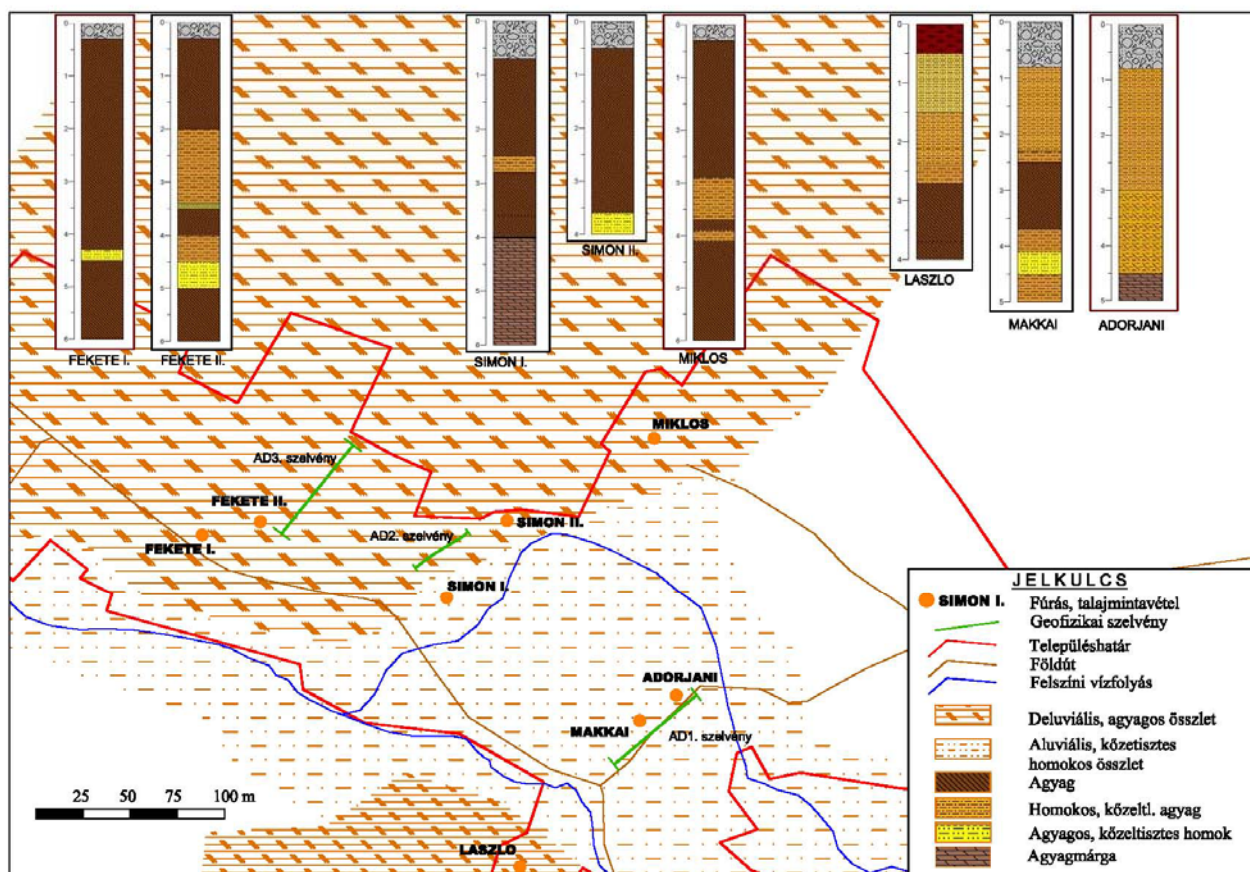


38. ábra. Talajvízáramlási folyamatok Nagyadorján területén

A talajvíz áramlási irányát a kutakban mért víz piezometrikus szintjéből határoztam meg surfer program segítségével. Mivel a talaj nem egységes szerkezetű, és nem létezik egy egységes víztartó réteg, (legalábbis 14-25 m mélységig, ameddig a geofizikai mérések révén a vizsgálataim kiterjedtek), hanem több víztartó lencse található, amelyek litoklázis mentén kommunikálnak, ezért a talajvíz mozgása tekintetében is a kutakban mért piezometrikus szintekből inkább a talajvíz mozgásának tendenciáira következtethetünk. A talajvíz mozgási irányának vizsgálata azt mutatja, hogy minden irányból a település azon területére áramlik a talajvíz, ahol a legmagasabb nitrátkoncentrációt mértem.

A fúrások, illetve a geofizikai mérések alapján feltárt földtani adottságok, amelyeket a vizsgált terület földtani térképén ábrázoltam (39.ábra), magyarázatot ad bizonyos anomáliás jelenségekre. Például a Fekete Árpád (20. kút) és a Tóth Pál (21.kút) egymás mellett levő portáján (14. táblázat), mindkét gazdaságban intenzív állattartás folyik, és mindkét esetben a kutakban, (az udvarokon levő szigetelés nélküli trágyadombok ellenére), rendszeresen nagyon alacsony nitrátkoncentrációt mértem. Ebben az esetben azt figyelhetjük meg, hogy az itt található 4-5 m-es agyagréteg meggátolja a pontszerű szennyezőforrásokból származó nitrátszennyezést, az itt található rétegvíz pedig a nem szennyezett terület (gyümölcsös, erdő) irányából a nitrátszennyeződést a diffúz és a pontszerű szennyezőforrásokból összegyűjtő terület irányába

áramlik. Ezzel szemben a kőzetlisztes, homokos összlet alatt található víztartó rétegek könnyen szennyeződnek a helyi pontszerű szennyező forrásokból, illetve az ezen a területen elhelyezkedő kutakba áramló víz a diffúz szennyezőforrásból származó nitrátot is erre a területre mossza. Így érthető az itt található kutakban a magas nitráttartalom (13., 14., 18. kút), amely megfigyelhető még abban az esetben is, amikor a kút közelében nem található semmilyen pontszerű szennyező forrás (Simon Emma, 17.kút)



39. ábra A vizsgált terület (Nagyadorján) földtani térképe

A patak bal partján található kútban (László, 15.kút) (14.táblázat), amely szintén kőzetlisztes, homokos összleten helyezkedik el, alacsony nitrátkoncentrációt mértem, mivel az ide áramló víz nem mezőgazdasági területről, hanem erdős területről származik, és a közelben nem találunk jelentős pontszerű szennyezőforrást.

4.4.7. Következtetések a Dorman patak völgyében végzett vizsgálatok alapján

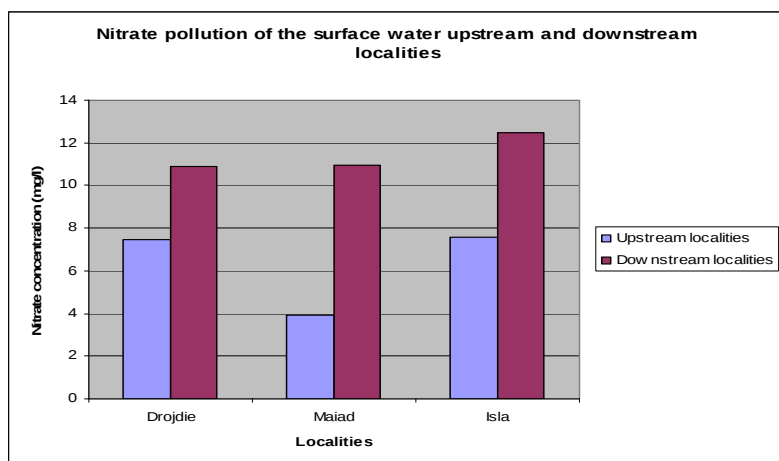
A Nagyadorján területén vizsgált kutak vizének nitrátkoncentrációja függ a hidromorfológiai és geomorfológiai tényezőktől. Amennyiben a kút a vizet a kvarter lerakódásban

található víztartó rétegekből nyeri, amelyek a falu központi része alatt elhelyezkedő teraszon találhatóak, a víz nitrátszennyezettsége magas, mivel ezen a területen gyűl össze úgy a diffúz, mint a pontszerű forrásból származó nitrát. Amennyiben a kút a 2-4 m-es agyagréteg alatt elhelyezkedő rétegvízből nyeri a vizet, ebben az esetben a nitrátszennyezettség is alacsony. Azokban a kutakban is alacsony nitrátszennyezettséget mértem, amelyek a feltételezhetően erőteljes vízmozgású lejtős területen helyezkednek el. Vizsgálataim során azt is kiderítettem, hogy a hidrológiai viszonyok is befolyásolják a kútvizek nitráttartalmát, egyes esetekben csökken, más esetekben nő a talajvíz nitrátkoncentrációja a talajban levő vízmennyiség növekedésével. Kutatásaim során magyarázatot találtam egy mellékvízgyűjtő esetében a Nyárad völgyének mellékvízgyűjtőit jellemző nagy változatosságra, és gyakori anomális jelenségekre a kutak vizének nitrátkoncentrációját illetően.

4.5. Felszíni vizek nitrátszennyezettsége a mellékpatakok völgyében

Kutatásaim során azt is megvizsgáltam, hogy a helységek pontszerű, illetve diffúz szennyező forrásai milyen hatással vannak a felszíni vizek nitrát koncentrációjára (40. ábra). Mivel a települések által okozott nitrát terhelés vizsgálatát is fontos szempontnak tarottam, ezért a mintákat a település előtt és után vettem. Ez a vizsgálat olyan falvak esetében volt lehetséges, ahol a vízfolyás (patak) átfolyik a település területén. Három települést vizsgáltam meg, és azt tapasztaltam, hogy mindhárom esetben a patakban mért nitrátkoncentráció magasabb a települések után, mint a település előtt.

Seprőd esetében 7,44 mg/l-ről 10,88 mg/l-re, Nyomát esetében 3,92 mg/l-ről 10,94 mg/l-re és Iszló esetében 7,55 mg/l-ről 12,48 mg/l-re nőtt a nitrátkoncentráció. A település előtti minta esetében nem létezik pontszerű szennyezési forrás, így az itt található nitrát diffúz forrásból származik (40. ábra).



40. ábra Felszíni vizek szennyezése a helységek diffúz, illetve pontszerű szennyezőforrásai által

4.6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Több mint 1000 kút vizsgálata révén megállapítottam, hogy az ivóvízkutak nitrát szennyezettsége a Nyárád vízgyűjtő területén egyenlőtlen eloszlású a vízgyűjtő felső szakaszán, 350 m tszfm felett, a nitrátkoncentráció kisebb mértékben (25 %-ban) míg a vízgyűjtő alsó szakaszán, 350 m tszfm. alatt, nagyobb mértékben (75%-ban) haladja meg az 50 mg/l értéket.
2. Megállapítottam, hogy a Nyárád vízgyűjtőjének pliocén kori teraszain jelentős nitrát felhalmozódás tapasztalható, míg a meredek szakaszokon elhelyezkedő kutakban alacsony nitrátkoncentráció található
3. Összefüggést találtam a Dorman patak vízgyűjtő területe esetében a csapadékmennyiség/kutak víztérfogata, és a nitrát szennyezettség között. Általában a nagyobb csapadékmennyiség okozta víztérfogatnövekedés a nitrátkoncentráció csökkenéséhez vezet.
4. Megállapítottam, hogy a Nyárád vízgyűjtő területén az eddig gyakran hangoztatott állásponttal ellentétben, a kutak vizének nitrát szennyezettségét nem csupán a közelükben található pontszerű szennyezőforrás okozza, hanem a legtöbb esetben a pontszerű és diffúz szennyezőforrások együttes hatása, a geomorfológiai, hidromorfológiai, hidrológiai tulajdonságok, valamint a komplex antropogén behatások függvényében

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

5.1 Következtetések

A kutatások eredményeiből arra következtettem, hogy a Nyárad vízgyűjtő területén a talajvíz és a talajvízből ivóvizet nyerő ivóvízkutak nitrát koncentrációja nagy változatosságot mutat. A vízgyűjtő felső, magasabban fekvő szakaszán alacsonyabb, míg az alsó, alacsonyabban fekvő szakaszán magasabb a nitrátkoncentráció. Az egyes kutak nitrátkoncentrációját nem lehetséges egy egységes modell alapján előrejelezni a vízgyűjtő szintjén, a geomorfológiai, hidromorfológiai, hidrológiai adottságok bonyolultsága, valamint az antropogén hatások és beavatkozások sokasága és hosszú története miatt.

A kutak nitrátkoncentrációjára vonatkozóan bizonyos általános következtetéseket le lehet vonni:

-magas nitrátkoncentráció várható amennyiben a kút:

(a) valamelyik pliocén kori teraszon helyezkedik el, és a diffúz, valamint pontszerű szennyezőforrások együttes hatásának van kitéve

(b) a holocén lerakódáson helyezkedik el, és a folyó vízszintje a talajvíz szintje alatt található, így a kút nem parti szűrésű vizet kap, hanem a teraszon elhelyezkedő kutakhoz hasonlóan összegyűjti a pontszerű és diffúz szennyezőforrásból származó nitrátot

(c) pontszerű szennyezőforrás közelében található és a szennyezőforrás, valamint a talajvíz között nem található vízzáró réteg

-alacsony nitrátkoncentráció várható, amennyiben a kút:

(a) bővizű zónában található (főleg a felső szakaszon), ahol a hígítási tényező hatása jelentős

(b) a pliocén kori teraszok meredek szakaszain található, ahol élénk vízmozgásra számíthatunk

(c) a vízutánpótlást nem a sekély talajvízből, hanem lokálisan egy litoklázis mentén feltörő mélyebben elhelyezkedő rétegvízből nyeri

A területen található nagy népsűrűség és intenzív mezőgazdasági tevékenység (habár ez csökkent az utóbbi időszakban, valószínűleg ideiglenesen), valamint a rendszerben (a vízgyűjtő területen) levő vízmennyiség csökkentését eredményező vízgazdálkodás, amely egyben

nagymértékben redukálta víz/szárazföld átmeneti zónák denitrifikációs hatását is, valószínűvé teszi a kutak nitrát szennyezettségének növekedését a jövőben a vizsgált területen.

5.2. Javaslatok

Mivel a vizsgált terület számos településén a vezetékes víz bevezetése még valószínűleg hosszú ideig várat magára (illetve ahol bevezették már, ott sem használják a magas költségek miatt), a lakosság nagy valószínűség szerint még hosszú ideig az egyéni kutakból fedezi ivóvízszükségletét, ezért fontos a talajvíz további nitrát szennyeződését megállítani. A talajvíz nitrátkoncentráció növekedésének megállítása érdekében javasolom:

(a) a mezőgazdasági eredetű szennyezés megállítása érdekében a Jó Mezőgazdasági Gyakorlatok alkalmazását az egész területen

(b) az Alsó és Közép-Nyárádmente nitrát-érzékeny területté nyilvánítását

(c) a kommunális eredetű szennyeződés differenciált módon való kezelését, a mellékvölgyekben elhelyezkedő számos kisebb település esetében ökológiai (gyökérvénáz) szennyvíztisztító rendszerek beszerelését

(d) a folyóvízszint megemelését, így a talajvíz újra kapcsolatba kerülne a folyóvízzel, és számos kút jó minőségű parti szűrésű vizet kapna

(e) ahol lehetséges a víz/szárazföld átmeneti zónák rehabilitációját, így ezek újra jelentős szerepet játszhatnak a denitrifikációs folyamatokban

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A talajvíz és az ivóvízkutak nitráttal történő szennyezése világszerte egyre jelentősebb problémaként jelentkezik. A folyamatok tanulmányozása és megfékezése érdekében a kutatóintézetek, egyetemek kutatásokat folytatnak, a kormányok szabályozásokat vezetnek be.

Doktori értekezésemben megvizsgáltam a Nyárád vízgyűjtő területén elhelyezkedő kutakban a nitrátkoncentráció eloszlását, és ok-okozati összefüggéseket kerestem a kutak vizének nitrátkoncentrációja és a lehetséges diffúz, illetve pontszerű szennyezőforrások között. Ugyancsak megvizsgáltam az összefüggéseket egy mintaterületen a kútvizek nitrátkoncentrációja és a hidrológiai, hidromorfológiai, geomorfológia valamint topográfiai tulajdonságok között.

A Nyárád a Maros baloldali mellékfolyója, forrása 1300 m-en a vulkánikus eredetű Görgényi havasokban található, hossza 79 km, Nyárádtőnél, 300 m-en torkollik a Marosba. A Nyárád vízgyűjtőjének területe 625 km², 63 település található rajta, ezzel tradicionálisan Erdély egyik legsűrűbben lakott területének számít. Vizsgálatokat végeztem a vízgyűjtő terület felső, középső és alsó szakaszán, 24 településen több mint 1000 kutat vizsgáltam meg. Az előzetes vizsgálatok kimutatták, hogy a kutak vizének nitrátkoncentrációja jelentős mértékben változik a vízgyűjtő területen, általában jelentős mértékben növekszik a tengerszint feletti magasság csökkenésével.

Mivel az előzetes vizsgálatok eredményei alapján az egész vízgyűjtőre vonatkoztatva nem volt lehetséges rendszerszerű következtetéseket levonni a különböző befolyásoló tényezők okozta hatásokról, ezért a jelenségek megértése végett egy mellékvízgyűjtőt (Dorman patak) választottam, ahol megvizsgáltam a geomorfológiai, hidromorfológiai, hidrológiai és területhasználati tényezők befolyását a településen található kutak vizének nitrátkoncentrációjára.

A Nyárád vízgyűjtőjének felső szakaszán általában kismértékű nitrátszennyezéssel találkozunk, főleg a Görgényi havasokból nagyobb vízmennyiséget szállító Nagynyárád menti falvak kútjaiban. Itt találunk települést, ahol egyetlen kútban sem mértem 50 mg/l értéket meghaladó nitrátkoncentrációt. Ennek a szakasznak az utolsó településén (Jobbágyfalva) a kutak 40%-ban haladja meg a nitrátkoncentráció az 50 mg/l értéket. A kutak többsége, amelyekben magas nitrátkoncentrációt mértem pontszerű szennyezőforrás közelében található. A vízgyűjtő felső szakaszának másik ága, a Kisnyárád hasonló helyzetben van, habár az itteni patakok a Bekecs hegyből erednek, ahol kevesebb az erdő és kisebb a vízmennyiség is. A meredekebb szakaszon elhelyezkedő települések kútjaiban alacsonyabb nitrátkoncentrációt mértem, pl. Mája - ahol 25%-ban haladja meg a vizsgált kutak vizének nitrátkoncentrációja az 50 mg/l értéket, míg a teraszon elhelyezkedő települések kútjaiban ez az érték magasabb, Márkod esetében 31 %, míg Berekeresztúr esetében 42 %.

A Közép-Nyárádmente településeit vizsgálva a kutak nagyobb mértékű nitrátszennyezésével találkoztam. Gálfalván két méréssorozatot végeztem 2007 áprilisában és 2008 júliusában, és az eredményeink alapján mindkét esetben a vizsgált kutak 70 %-ban 50 mg/l-nél magasabb nitrátkoncentrációt találtam. Néhány esetben kiemelkedően magas nitrátkoncentráció értéket (435 és 375 mg/l) mértem. A Közép-Nyárádmentén a folyót szabályozták, és a folyó vize a talajvíz szintje alá süllyedt, a mocsarakat, vizes élőhelyeket lecsapolták, patakmedreket feltöltötték, így a rendszerben az eredeti állapotokhoz képest jelenleg sokkal kevesebb a víz, a talajvízmozgást antropogén hatások befolyásolják. A településeken nincs közművesítés, és a mezőgazdasági területeket főleg szántónak használják, így a talajvíz nitráttartalmára úgy a diffúz, mint a pontszerű szennyezőforrások befolyást gyakorolnak. Mivel a talajvíz nitrátkoncentrációjának ábrázolása során nem sikerült egyértelmű áramlási tendenciákat meghatároznom, ezért korrelációs számításokat végeztem a kutak paraméterei (kútfenékmélység, kútban levő vízmennyiség, pontszerű szennyezőforrástól való távolság, kútban levő víz tengerszint feletti magassága) valamint a kútban levő víz nitrátkoncentrációja között. A korrelációs számítások alapján megállapítottam, hogy nincs szignifikáns korreláció az egyedi paraméterek és a nitrátkoncentráció között.

Az Alsó-Nyárádmentén a kutak nitrátszennyezettsége még jelentősebb. A Lőrincfalván végzett részletes vizsgálatok során a kutak 90%-ban találtam 50 mg/l értéket meghaladó nitrátkoncentrációt, és itt is mértem 300 mg/l feletti kiemelkedő értékeket. Lőrincfalva esetében a diffúz, mezőgazdaságból származó (a település feletti teraszon elhelyezkedő szántóra évtizedekig nagymennyiségű baromfitrágyát hordtak ki) és a pontszerű (a faluban nincs közművesítés) szennyezőforrások együttes hatására a talajvíz nitrátszennyezettsége jelentős. A számítógépes ábrázolás alapján megállapíthatjuk, hogy a település teraszon elhelyezkedő részén, illetve a folyó árterén elhelyezkedő részén találkozunk a talajvízben jelentős nitrátkoncentrációval. A meredek szakaszon, ahol jelentősebb vízáramlási folyamatokra számíthatunk, alacsony nitrátkoncentrációkat mértem.

A vízgyűjtő egész területén végzett kutatások és következtetések levonása után, a folyamatok jobb megértése érdekében egy mellékvízgyűjtő területén végeztem részletes vizsgálatokat. A Dorman patak vízgyűjtőjének területén folytattam a kutatásokat a nitrátszennyezés és a geomorfológiai, hidromorfológiai, hidrológiai területhasználati viszonyok közötti kapcsolatok megértése céljából.

A Dorman patak völgyében található Nagyadorján falu kútjait két alkalommal vizsgáltam, a számítógépes ábrázolás mindkét alkalommal a település központi része alatt levő talajvízben mutatta ki a nitrátkoncentráció növekedését, meglepő módon egyes pontszerű szennyezőforrások közelében kis nitrátszennyezettséget találtam, míg olyan kutak esetében, amelyek közelében nem találtam pontszerű szennyezőforrást, magas nitrátkoncentrációt mértem.

A geomorfológiai viszonyok feltárása érdekében nyolc pontban fúrást végeztem, illetve a település területén geofizikai vizsgálatokat végeztem. Az általam fúrásokkal, illetve geofizikai szelvényezéssel feltárt területrészen a völgy aljzatát pannon korú márgák (homokos beékelődésekkel) képezik, amelyen részben dilluviális, részben a Dorman-patak által kialakított alluviális üledékek alakultak ki. A völgyfenéken kifejlődött üledékek vastagsága 4-8 m. Az alluviális, összefogazódott kőzetlisztes agyag, kőzetliszt, homokos kőzetlisztes üledékeket főként a település központi részén végzett fúrásokban érintettünk. A völgy szélén végzett fúrásokban már a dilluviális-csuszamlásos agyagos összlet határát érintettük. Ezt a területet úgy vízszintes síkban, mint rétegvastagságban egy kiterjedt agyag, kőzetlisztes agyag összlet alkotja, amelyet helyenként kisebb homokos agyag, illetve kőzetlisztes agyag - szintek tagolnak. A Dorman patak ágának jelentős irányváltása, valamint a domborzati felszín is az itt feltárt lejtőmozgásos, bemosódásos üledékképződésre utal. A területen talajvíz ezekben a felszín közeli üledékekben található, amelynek a patak 3 ágának összefolyásánál a vastagsága maximális, és jelentős vízzáró képződményt nem tártam fel. Ezzel ellentétben a patak folyási irányában, ennek a jobb partján jelentős vastagságú (1,5-4 m-es) agyag vízzáró képződményt találtam. Ez a képződmény jelentősen befolyásolja a talajvíz utánpótlódását, valamint ennek az áramlási irányát, és magyarázatot ad az anomáliás jelenségekre, mivel az agyagréteg alatt egy litoklázis mentén mélyebb rétegből származó rétegvíz tör fel. Ennek következtében ezen a területen nem érzékelhető a pontszerű szennyezőforrások hatása, míg a település központi részén a sekély kutak vizében érezteti hatását, úgy az aktuális és történelmi pontszerű nitrátszennyeződés, mint a település feletti mezőgazdasági területről származó diffúz nitrátszennyeződés. A geomorfológiai felmérések során magyarázatot kaptam a településen a nitrátszennyeződés a talajvízben való eloszlására vonatkozóan.

A nitrátszennyeződés hidrológiai viszonyoktól való függőségének vizsgálata céljából hat hónapon keresztül vizsgáltam 5 kútban a nitrátkoncentráció változását a csapadékmennyiség és a kútban levő víz térfogatának függvényében. A vizsgálatok kimutatták, hogy azokban a kutakban, amelyek a talajvízből kapják az utánpótlást, a csapadék hatása kb. 10 napos különbséggel jelentkezik, és ezekben a kutakban összefüggés mutatható ki a kútban levő víz mennyisége és a nitrátkoncentráció között. Azoknak a kutaknak az esetében, amelyek a litoklázis mentén, a mélyebb rétegből kapják teljesen vagy részben az utánpótlást, ez a hatás sokkal kisebb mértékben mutatható ki.

Végül megvizsgáltam a települések által okozott nitráatterhelést a felszíni vizekre azokban az esetekben, amelyekben a települést patak szeli át, és azt tapasztaltam, hogy a települések jelentős nitráatterhelést okoznak a felszíni vizek számára is.

6. SUMMARY

The nitrate pollution of the groundwater and the water from the wells it is worldwide a more and more important problem. In order to stop these phenomena, the Universities and research institutions are doing researches and the governments are introducing new regulations.

In my PhD thesis I've studied the nitrate concentration in the wells in the Niraj (Nyárád) River catchments area and I've researched the relation between the nitrate concentration of the wells and the potential diffuse and punctual pollution sources. In the same time I've studied, in the case of a sample area, the relation between the nitrate concentration of the wells and the hydrologic, hydro morphologic, geomorphologic and topographic properties.

The Niraj (Nyárád) River is the left side tributary of the Mures (Maros) River, having the spring in the Gurghiu Mountains (Görgényi havasok) at 1300 m, and the river mouth at 300 m. The surface of the catchments area is 625 km², on the area there are 63 localities, being one of the most populated area from Transylvania. I've studied the upper, middle and lower part of the catchments area, in 24 localities analyzing the water from more than 1000 wells. The preliminary analysis shows that the nitrate pollution of the water is decreasing with the altitude.

Because after the preliminary researches wasn't possible to have systemic answer concerning of the effect of the different factors which influence the pollution of the water, I've selected a sample area (Dorman creek), where I've studied the influence of the geomorphologic, hydro morphologic, hydrologic properties and the influence of the land use to the nitrate pollution of the wells.

On the upper side I've found lower nitrate pollution especially in the villages along the Nagynyárád. Into these villages the river bring more water from the Gurghiu Mountains (Görgényi havasok), and in some villages I didn't find a single wells where the nitrate concentration is over 50 mg/l. Even in the last village of this part of the river (Jobbágyfalva) only in the 40% of the wells the nitrate concentration is higher than 50 mg/l. Along the other arm of the river (Kisnyárád) the situation is very similar, even if in this case the tributaries from the Bekecs Mountain are bringing less water. In the villages situated on steeper slope I've found lower nitrate concentration, f.e. in Maja 25% of the well the nitrate concentration of the water is over 50 mg/l, in the cases of the villages situated on terraces there are higher values: in Márkod 31 % and in Berekeresztúr 42 %.

In the middle part of the catchments area the pollution of the wells with nitrate is more significant. In Gálfalva I've realized two sampling sessions (2007 April and 2008 July), and in both cases in 70% of the sampled wells the nitrate concentration was over 50 mg/l. In some cases were exceptionally high nitrate concentrations (435 and 375 mg/l). From the middle part of the river was regularized, the wetlands were drained, in the comparison with the original situation the flow of the

groundwater was influenced by human activities. In the village the waste water treatment is not solved, and the agricultural land is used mainly as arable land, so the nitrate pollution of the groundwater is influenced both, by punctual and diffuse pollution sources. By the representation of the groundwater flow I couldn't find a clear picture of the nitrate pollution moving. In order to find a relationship between parameters referring to the wells and the nitrate pollution I identified the individual parameters (the deepness of the bottom of the well, the level of the water in the well, the distance from the pollution sources) and I calculated the correlation between the individual parameters and the nitrate concentration of the water in the wells. According to the calculation in this village doesn't exist significant correlation between the nitrate pollution and the individual parameters of the wells.

On the lower part of the river the pollution of the wells is more significant. The detailed analysis made in Lőrincfalva, shows that in 90% of the wells the nitrate pollution is higher than 50 mg/l and there are several wells in which the nitrate values are high, over 300 mg/l. In the case of Lőrincfalva the effect of the diffuse pollution (many year was used poultry manure for fertilization of the soil) and the effect of punctual pollution sources (no waste water treatment in the village) are cumulative. On the representation of the pollution map of the village we can see that on the terrace and on the lower part of the village there are important nitrate accumulations. On the part where is steep slope and strong water flow, I've measured low nitrate concentrations.

After the detailed research of the whole watershed, in order to understand better the phenomena, I've started researches in the catchments area of a small tributary. I've researched the Dorman creek valley in order to understand the relation between the geomorphologic, hydro morphologic, hydrological properties and the nitrate pollution.

I've researched the wells in the village of Nagyadorján, situated in the Dorman creek valley in two different periods. The representation of the nitrate pollution shows in both cases that in the middle part of the village it is a high nitrate concentration. Surprisingly in some cases the nitrate concentration it was low in wells with punctual pollution sources vicinity, and high in wells where I couldn't identify any pollution source.

In order to identify the geomorphologic properties I've realized 8 sampling points in the village and I've realized geophysical measurement. On the researched area the bottom of the valley is formed by pannon age layers, on which are formed partly alluvial and partly delluvial deposits. The thickness of the deposits is 4-8 m. The alluvial sandy deposits are characteristic mainly on the central part of the village. At margins of the village there are mainly clay delluvial layers. Generally the area is formed by different clay, sandy-clay layers with sand inclusions. On the right side of the valley it is a 1,5-4 m thick clay layer which ensures a good isolation of the water from the deeper levels. This fact offer a good explanation to the lack of nitrate pollution in the water of the wells

situated in this area. In the central part of the village due to the water flow it is an accumulation of the nitrate, resulted from diffuse and punctual sources. The results of the geomorphologic and hydro morphologic researches give a good explanation to the distribution of nitrate pollution in the groundwater in the researched territory.

In order to research the dependence of the nitrate concentration from hydrological properties I've studied the variation of the nitrate concentration in 5 wells in the function of the volume of the water in the wells, related to the rainfall. The analyses shows that in the wells which have the source in groundwater, the effect of the rainfall can be identified after 10 days and it is a relation between the volume of water in the wells and the nitrate concentration. On those wells which are received the water from deeper layer, along a lithoclase, this effect hardly can be identified.

Finally I've analyzed the effect of the localities to the nitrate concentration of the surface waters, in the case of the localities where this it was possible, and I concluded that the localities have an important impact to the nitrate pollution of the surface waters.

MELLÉKLETEK

M1. IRODALOM JEGYZÉK

Aelion C.M., Conte B.C., (2004), Susceptibility of residential wells to VOC and nitrate contamination, *Environmental Science and Technology* 38 (6): 1648-1653

Addiscott, T.M., Whitmore, A.P., Powlson, D.S., 1992. *Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem*, CAB International, Wallingford

Addiscott T. M., Whitmore A. P. and Powlson D. S., (1991) *Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.

Alexander, A. A, (1999) "Environmental Health Perspectives", volume 107, number 7

Alexandrescu V., 2005, Unitatea de Management a Proiectului "Controlul Poluarii in Agricultura" prezentare pps, www.apcp.ro

Almasri M., N., Kaluarachchi J.J., (2005), Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds, *Journal of Hydrology* 295 (2004) 225–245

Anderson, C.W., 2000, Framework for regional, coordinated monitoring in the middle and upper Deschutes River basins, Oregon: U.S. Geological Survey Open-File Report 00-386, 81 p.

Arnade, L.J., 1999. Seasonal correlation of well contamination and septic tank distance. *Ground Water* 37(6), 920–923.

Arumi J.L., Nunez J., Salgado L., Claret M., (2006), Risk analysis of nitrate contamination in wells supplying drinking water in a rural area of Chile, *Pan American Journal of Public Health* 20 (6): 385-392

Ator, S.W., Ferrari, M.J., (1997). Nitrate and selected pesticides in ground water of the Mid-Atlantic Region. US Geological Survey. Water-Resources Investigation Report 97-4139.

Back W, Hanshaw B, 1970, Comparison of chemical hydrogeology of the carbonate peninsulas of Florida and Yucatan. *J Hydrol* 10: 330–368

Bachman, L.J., Krantz, D.E., Boehlke, J., (2002), Hydrogeologic Framework, Ground-water, Geochemistry, and Assessment of N Yield from Base Flow in Two Agricultural Watersheds, Kent County, Maryland, US Environmental Protection Agency, EPA/ 600/R-02/008.

Beman, J., Arrigo, K., Matson, P., (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean, *Nature*, 434, 211–214.

Benotti MJ, Brownawell BJ. 2005, Occurrence and fate of high volume pharmaceuticals in wastewater impacted environments. United States Environmental Protection Agency Presentation.

Berky L., Pálkás L. (1976), *Agrártudományi Közlöny*, 35, p: 31

Bényi M., Csanády M., Paller J. (1999), The quality of the water of the wells from the first aquifer (in Hungarian). Ed. Tud. 43, 231-238

Bhawani S.D., Merz J., Shaffner M., Gopal N., Pravakar B.S, Smita K.S., Pradeep M.D., Madhav P.D., (2005), Shallow groundwater in a middle mountain estachment of Nepal: quantity and quality issues, Environmental Geology, volume 49, nr.2, p 219-229

Bialko T., 2007, A vizek mezőgazdasági eredetű szennyezéssel szembeni védelméről szóló nemzeti szabályozás és annak változásai, Agro Napló, Országos mezőgazdasági szakfolyóirat - XI. évfolyam - 2007/01

Brunke, M., Gonser, T., (1977), Freshwater Biology 37, 1.

Brouwer, F., Kleinhanss, W., 1997. Implementation of Nitrate Policies in Europe: Processes of Change in Environmental Policy and Agriculture. Vauk, Kiel.

Butler II T. W. 2007, Application of multiple geochemical indicators, including the stable isotopes of water, to differentiate water quality evolution in a region influenced by various agricultural practices and domestic wastewater treatment and disposal, ECOLOGIC Engineering, 3520 Brookside Road, Suite 141 Stockton, California 95219, United States, Science of the Total Environment 388: 149–167

Buzek F, Kadlecova R, Knezek M. 2006, Model reconstruction of nitrate pollution of riverbank filtration using ^{15}N and ^{18}O data, Karany, Czech Republic. Appl Geochem;21 :656–74.

Canter L.W., 1997 Nitrates in Groundwater. CRC Press, Boca Raton, USA. 263 p.

Cantor, L., Knox, R.C., (1984), Evaluation of Septic Tank Effects on Ground-water Quality, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA-600/2-284-107; 259 pp.

Cassel, D.K., Nielsen, D.R., 1986. Field capacity and available water capacity. In: Agron. Monogr. 9 ASA and SSSA, 2nd ed., Part I. Madison, WI 901–926.

Cassel, D.K., Vasey, E.H., 1974. How fertilizers moves in soil. North Dakota State Univ.Agric.Ext. Bull.21, Fargo , 24-26

Chaney K., 1990, Effect of nitrogen fertilizer rate on soil nitrate content after harvesting winter wheat. J. Agric. Sci., Camb. 114,171–176.

Chin H.F., Tsai S.S., Yang C.Y., (2007), Nitrate in drinking water and risk of death from bladder cancer: An ecological case-control study in Taiwan, Journal of toxicology and environmental health-Part A-current issues 70 (11-12): 1000-1004

Chun Y.Y., Deng C.W., Chic C.C., (2007), Nitrate in drinking water and risk of death from colon cancer in Taiwan, Environment International, vol. 33, (5), p 649-653

Carey, B.M., (2002), Effects of land application of manure on ground water at two dairies over the Sumas-Blaine surficial aquifer. Washington Department of Ecology, Publication No. 02-03-007.

Carle SF, Esser BK, Moran JE, (2006), High-resolution simulation of basin-scale nitrate transport considering aquifer system heterogeneity, Geosphere 2 (4): 195-209

Chen, Z.M., Yuan, F.M. and Yao, Z.H., (1995). The movement and leaching loss of NO₃-N in profile of Chao soil in Beijing. *Plant Nutr. Fertil. Sci.*, 1 (2): 71-79.

Cobos GV, 1996, La problemática de los plaguicidas en la horticultura en el estado de Yucatán. In: Albert LA, Saldivar OL (eds) *La toxicología en México. Estado actual y perspectivas*, Sociedad Mexicana de Toxicología, A.C. Mexico, pp 127–131

Cole, D.L., 2006, Groundwater quality report for the Deschutes basin, Oregon: Oregon Department of Environmental Quality Laboratory and Water Quality Division, 54 p.; also available online at <http://www.deq.state.or.us/lab/techrpts/groundwater/dbgroundwater/dbgwreport.pdf>.

Csathó P., Radimsky L., Németh T. , 2007, A Nitrát-direktíva első 15 évének totális kudarca, *Agro Napló, Országos mezőgazdasági szakfolyóirat - XI. évfolyam - 2007/01*

Danish EPA, 1990, *Aquatic Environment* (in Danish). Environmental Investigations from the Danish Environmental Protection Agency, No. 1

Darling, W.G.; Parker, J.M.; Rodríguez, H.V, Lardner, A.J. (1989), Investigation of a volcanic aquifer system in Costa Rica using environmental isotopes. In: *Proc. regional seminar for Latin America on the use of isotope techniques in hydrology*; Mexico City, Mexico. IAEA Techn. Rep.; 1987. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria: 215-228.

* * * DHI (Danish Hydraulic Institute), 1999. MIKE SHE Water Movement User Manual. Danish Hydraulic Institute.

Delgado, J.A., Shaffer, M.J., 2002. Essentials of a national nitrate leaching index assessment tool. *Journal of Soil and Water Conservation* 57, 327–335.

DeSimone, L., Howes, B., (1996), Denitrification and nitrogen transport in a coastal aquifer receiving wastewater discharge. *Environmental Science and Technology* 30, 1152–1162.

DeSimone, L., Howes, B., (1998), Nitrogen transport and transformations in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: a mass balance approach. *Water Resources Research* 34(2), 271–285

De Vries, J. J., (1995), *J. Hydrol.* 170, 15.

Devlin, J.F., Eedy, R., Butler, B.J., (2000), The effects of electron donor and granular iron on nitrate transformation rates in sediments from a municipal water supply aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology* 46, 81–97.

DSI, 1980 Protection of inland water quality, Porsuk River pilot project report (TUR/77/019 DSI-UNDP-WHO Project). State Hydraulic Works (DSI) Dept of Water Supply and Sewage

Duff, J. H. and Triska, F. J., (1990), *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 1140.

Dugast, Ph., 1999. Reducing Nitrate losses through a large scale catchment field experiment. IFA Agricultural Conference on Managing Plant Nutrition, Barcelona, Spain , 3-6

Dumitru C., Huma C., Tudor, C., (2001), Socio-economic impact of the water over the life quality of the population from Romania (in Romanian) , CALITATEA VIETII, XII, nr. 1-4, p. 95-116.

DWR 2006, Groundwater level data. California eaprtment of Water Resources;. <http://wdl.water.ca.gov/>.

ECC 676/91, Nitrate Directive, Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources

ECC 271/91, Council Directive concerning urban waste-water treatment adopted on 21 May 1991

EC /118/2006, The Groundwater Directive, Directive of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration

EC /60/2000 Water Framework Directive. Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy

EUROSTAT, 1997. Meetings of the Sub-group on Nitrogen Balances of the Working Group “Statistics on the Environment”. Luxembourg 13-24 February 1997

Fernandez, M. (1969), Las unidades hidrogeologicas y 10s manantiales de la vertiente norte de la cuenca del Rio Virilla. Technical Rep. 27, Servicio National de Aguas Subterranea.s. San Jose, Costa Rica;.

Findlay, S., (1995), Limn. Oceanogr. 40(1), 159

Follett R. F., 1989, Nitrogen Management and Ground Water Protection. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Netherlands

Focazio M.J., Tipton D., Dhapiro S.D., Geiger L.H., (2006), The chemical quality of self-supplied domestic well water in the Unites States, in Ground Water Monitoring and Remedation 26 (3) : 92-104, Blackwell Publishing, 9600 Garsington RD, Oxford OX4 2DQ, Oxon, England

Führer, G. J., Morace, J.L., Johnson, H.M., Rinella, J.F., Ebbert, J.C., Embrey, S.S., Waite ,I.R., Carpenter, K.D., Wise, D.R., Hughes, C.A., (2004), Water Quality in the Yakima River Basin, 1999–2000, Circular 1237 (U.S. Geological Survey, Boston) Washington, 8-10

Füleky Gy, (2004), A Gödöllő-szárítópusztai tartamkísérlet eredményei. In Az EUs Nitrát Direktíva, (Füleky Gy. Ed.) A környezetkímélő Agrokémiaért Alapítvány, Gödöllő, p 39–42

Germon J.C., (1993), Management systems to reduce impact of nitrates, Elsevier Applied Science, London and New York

Grimaldi C., Chaplot V., 2000, Nitrate Depletion During Within-stream Transport: Effects of Exchange Processes Between Streamwater, the Hyporheic and Rirarian Zones; Water, Air, and Soil Pollution 124: 95–112, © 2000 Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands

Gomez. A. (1987), Evaluacion del potencial de 10s acufferos y disego de las captaciones de aguas subterraneas en la zona de Puente de Mulas, Provincia de Heredia, Costa Rica. Licenciatura Thesis. Universidad de Costa Rica, San Jo& Costa Rica;.

Hall, M.D., Shaffer, M.J., Waskom, R.M., Delgado, J.A., (2001). Regional nitrate leaching variability: what makes a difference in northeastern Colorado. *Journal of the American Water Resources Association* 37(1), 139–408.

Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C., McDonald, M.G., (2000), MODFLOW 2000, the U.S. Geological Survey modular ground water model User guide to modularization , 23-25

Harta geologica a Romaniei scara 1:200000, Foaia XXXV.-Tg.Mures

Harvey, J. W., Bencala, K. E.: (1993), *Water Resour. Res.* 29(1), 89.

Herrera, J.A.; Rodriguez, H.V. (1982), Estudio de la vulnerabilidad de acufferos a la contaminacion al norte de la ciudad de Heredia. Costa Rica; Techn. Rep. 147. Servicio Nacional de Aguas Subterraneas, San Josh, Costa Rica;.

Hii, B., Liebscher, H., Mazalek, M., Tuominen, T., (1999), Ground Water Quality and Flow Rates in the Abbotsford Aquifer, British Columbia, Environment Canada, Vancouver, BC.

Hill, A. R., (1996), *J. Envir. Qual.* 25, 743

Hinkle, S.R., Morgan, D.S., Orzol, L.L., and Polette, D.J., 2007, Ground water redox zonation near La Pine, Oregon—Relation to river position within the aquifer–riparian zone continuum: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report–5239, 28 p, at <http://pubs.usgs.gov/sir/2007/5239/>.

Hubbard, R.K., Sheridan, J.M., (1994). In: Adriano, D.C., Iskandar, A.K., Murarka, I.P. (Eds.), *Contamination of Ground Waters*, Science Reviews, Northwood.

*** HG 188/2000, Hotărâre nr. 188 din 28.02.2002 (MO nr.187/20.03.2002) pentru aprobarea normelor privind condițiile de descărcare a apelor uzate în mediul acvatic

*** HG 964/2000, Hotărâre nr. 964 din 13 octombrie 2000 privind aprobarea Planului de acțiune pentru protecția apelor împotriva poluării cu nitrați proveniți din surse agricole

Hynes, H. B. N., (1983), *Hydrobiologia*, 100, 93. Kite G.: 1993, *Hydrol. Process.* 7, 227.

Hendricks, S. P., (1996), *Arch. Hydrobiol.* 136(4), 46

Ignazi, J. C. (1993): Improving nitrogen management in irrigated, intensely cultivated areas: The approach in France. In: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*. Proceedings of the FAO Expert Consultation, Santiago, Chile, 20-23 Oct. 1992. Water Report 1. FAO, Rome. pp. 247-261.

IMN (Instituto Meteorologico National). (1990), Meteorological Station Files. IMN. San Jest. Costa Rica;.

Jalali, M., Rowell, D.L., (2003). The role of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil. *Expl. Agric.* 39, 379–394

Jenkinson D. S. 2001, The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture, Plant and Soil 228: 3–15, Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands

Jenkinson, D.S., (1990), The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. Philos. Trans. Royal. Soc. London 329, 361–368.

Johnsson, H., Bergstrom, L., Jansson, P.E., Paustian, K., (1987), Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. Agr. Ecosyst. Environ. 18, 333–356.

John S. Williams, David S. Morgan, and Stephen R. Hinkle, 2007, Questions and Answers About the Effects of Septic Systems on Water Quality in the La Pine Area, Oregon, USGS Nitrate Study Shows Water Supply Threatened from Residential Septic Systems <http://or.water.usgs.gov/proj/or186/>

Jones L., 2003, Characterization of select water quality parameters within the upper Deschutes and Little Deschutes study areas: Upper Deschutes Watershed Council Bend, Oregon., 127 p.

Josan, N., 1979, Dealurile Tarnavei Mici -Studiu geomorfologic -Ed. Academiei Rep. Soc. Romane-Bucuresti.

Juhász J., 2002, Hidrogeológia, Akadémiai Kiadó Budapest,.

Karl W. J. Willard et al. (2005), Influence of bedrock geology and tree species composition on stream nitrate concentrations in Mid-Appalachian forested watersheds, Water, Air, and Soil Pollution 160: 55–76, C 2005 Springer. Printed in the Netherlands

Kaçaroğlu F., Günay G., 1997 Groundwater nitrate pollution in an alluvium aquifer, Eskişehir urban area and its vicinity, Turkey, Environmental Geology 31 (3/4) June 1997 7 Q Springer-Verlag

Kaçaroğlu F., 1991 Investigation of groundwater pollution in Eskişehir Plain (in Turkish). Ph D Thesis, Hacettepe University, Ankara

Keeney, D.R., (1986), Sources of nitrate to ground water. Critical Reviews in Environmental Control 16(3), 257–304.

Kerényi A., Szabó Gy., (1998). Environmental pollution in a sample area of the North Hungarian Mountains. Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria, vol. 21, pp 27-32

Kerényi A., Szabó Gy., (1997). The role of morphology in environmental pollution. Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd. 110, p.197-206, Berlin-Stuttgart

Kerényi A., Dinya Z., Szabó Gy., 1995. Falusi környezet szennyezettsége egy bükkaljai mintaterület példáján. Közlemények a debreceni Kossuth Lajos Tudományegyetem Földrajzi Intézetéből, No.198, 5-29

Kissel, D.E., Bidwell, O.B., Kientz, J.F., 1982. Leaching classis of Kansas soil. Kansas State Univ.Agric Expm. Stn.,Manhattan, Bull. 641., 34-38

Kite-Powell AC, Harding AK (2006), Nitrate contamination in Oregon Well Water: Geologic variability and the public's perception, Journal of the American water Resources Association 42 (4): 975-987

Korom, S., (1992), Natural denitrification in the saturated zone: a review. Water Resources Research 28(6), 1657–1668.

*** Kormányrendelet 201/2001, Az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről

Knox E., Moody D.W. (1991), Influence of Hydrology, Soil Properties, and Agricultural Land Use on Nitrogen in Groundwater, Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability p 26-28

Koelle, W., Strebel, O. and Boettcher, J.: (1985), Water Supply, 3, 35.

Kovács Géza J., Fodor Nándor (2005), Szimulációs eljárások alkalmazása a tápanyag gazdálkodásban, 191-219 p., In: Kovács Géza J., Csathó Péter: *A magyar mezőgazdaság elemforgalma 1901 és 2003 között, Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok*, Budapest: MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, 245 p.

Li, C., Farahbakhshazadb, N., Jaynes, D.B., Dinnese, D.L., Salas, W., McLaughlin, D., (2006), Modeling nitrate leaching with a biogeochemical model modified based on observations in a row crop field in Iowa. Ecological modeling 19., 6, 116–130

Li, C., Frolking, S., Frolking, T.A., (1992), A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events. 1. Model structure and sensitivity. J. Geophys. Res. D9, 9776–9799.

Liu, S., Reiners, W.A., Keller, M., (2000), Simulation of nitrous oxide and nitric oxide emissions from a primary forest in the Costa Rican Atlantic Zone. Environ. Model. Software 15, 727–743.

Lowrance, R., Vellidis, G. and Hubbard, R. K.: (1995), J. Envir. Qual. 24, 808.

Losilla, M., (1973), Actualización de las investigaciones hidrogeológicas realizadas en la cuenca del Río Virilla. Servicio Nacional de Aguas Subterráneas Technical Rep. 84. San Jose, Costa Rica;

Lopez-Ramos E, 1973, Estudio geológico de la Península de Yucatán. Bol Asoc Mexicana Geol Petrol 25: 23–76

Lucian M., (1983), Argilele pannoniene din Transilvania - Ed. Academiei Rep. Soc. Romane-Buc.

Lukens, J.N., (1987), The legacy of well-water methemoglobinemia. JAMA 257:2793-2795

Mac I., 1972, Subcarpatii Transilvaneni dintre Mures si Olt- Studiu geomorfologic-Ed. Academiei Rep. Soc. Romane-Bucuresti

MacQuarrie, K.T.B., Sudicky, E., Robertson, W.D., (2001). Numerical simulation of a fine-grained denitrification layer for removing septic system nitrate from shallow ground water. Journal of Hydrology 52, 29–55

Macdonald A. J., Poulton P. R., Powlson D. S. and Jenkinson D. S., 1997, Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *J. Agric. Sci., Camb.* 129, 125–154.

Marin LE, 1990, Field investigation and numerical simulation of a karstic aquifer of northwest Yucatan, Mexico, PhD Thesis, Northern Illinois University, DeKalb, IL

Martin, T. L., Kaushik, N. K., Trevors, J. T. and Whiteley, H. R., (1999), *Water, Air, and Soil Pollut.* 111, 171

Mohsen Jalali M., (2005), Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, Western Iran, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110 (2005) 210–218

Morgan, D.S., Hinkle, S.R., and Weick, R.J., 2007, Evaluation of approaches for managing nitrate loading from on-site wastewater systems near La Pine, Oregon: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007–5237, 64 p.; also available online at <http://pubs.usgs.gov/sir/2007/5237/>

Morrice, J. A., Valett, H. M., Dahm, C. N. and Campana, M. E., (1997), *Hydrol. Process.* 11, 253.

Musgrave, G. W., (1955). How much of the Rain Enters the Soil?, *Water, Yearbook of Agriculture*, U.S. Department of Agriculture, p 151-159.

Németh T. (1996), Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest

Nolan, B., Hitt, K., Ruddy, B., (2002), Probability of nitrate contamination of recently recharged groundwaters in the conterminous United States, *Environ. Sci. Technol.* 36, 2138–2145.

Nolan BT, Hitt KJ, (2006), Vulnerability of shallow groundwater and drinking-water wells to nitrate in the United States, *Environmental Science and Technology* 40 (24): 7834-7840

Ondersteijn C.J.M., Beldman A.C.G., Daatselaar C.H.G., Giesen G.W.J., Huirne R.B.M., 2002, The Dutch Mineral Accounting System and the European Nitrate Directive: implications for N and P management and farm performance, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92 283–296

Orbán, B., (1870), *A Székelyföld leírása. IV. kötet, Ráth Mór bizománya*, Pest

Orghidan, T., (1959), *Arch. Hydrobiol.* 55, 392

*** OM 241/245, Ordinul Ministrului pentru aprobarea listei localităților pe județe unde există surse de nitrați din activități agricole și a listei localităților din bazinele/spațiile hidrografice unde există surse de nitrați din activități agricole (zone vulnerabile și potențial vulnerabile, Nr. 241 din 26 martie 2005, Nr. 196 din 07 aprilie 2005

Oregon Department of Environmental Quality, 1994, Statewide groundwater monitoring program, La Pine area groundwater investigation, Deschutes County, Oregon: Portland, Oregon Department of Environmental Quality, v. II, variously paginated.

- Ozcan H., Kavdir Y., 2005, Gis Monitoring and evaluation of nitrogen pollution in the waters of Troy, Turkey, *Fresenius Environmental Bulletin* 14 (1), p 28-35
- Pacheco J., Marín L., Cabrera A., Steinich B., Escolero O., 2001, Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply wells, Yucatan, Mexico, *Environmental Geology* 40 (6) March 2001, Springer-Verlag, p. 708-715
- Pacheco AJ, Cabrera SA, 1997, Groundwater contamination by nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Hydrogeol J* 5: 47–53
- Pierre, D., (1983), Impact de l'agriculture sur la qualite des eau., *Fert & Agr.* No 85, IFA ed., 17-20
- Piskin R, 1973, Evaluation of nitrate content of groundwater in Hall County, Nebraska. *Groundwater* 11 :4–13
- Pinay, G., Roques, L. and Fabre, A., (1993), *J. Appl. Ecol.* 30, 581.
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. and Larsen, F.: (1991), *Water Resources. Res.* 27(8), 2027.
- Potter, C.S., Randerson, J.T., Field, C.B., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Klooster, S.A., (1993). Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochem. Cycles* 7., 4., 811–841.
- Recous S. and Machet J-M., 1999, Short term immobilization and crop uptake of fertilizer nitrogen applied to winter wheat: effect of date of application in spring. *Plant Soil* 206, 137–149.
- Recous S., Fresneau C., Faurie G. and Mary B., 1988 a, The fate of labelled ^{15}N urea and ammonium nitrate applied to winter wheat crop. I – Nitrogen transformations in the soil. *Plant Soil* 112, 83–100.
- Recous S., Machet J-M. and Mary . B, 1988 b, The fate of labelled ^{15}N urea and ammonium nitrate applied to winter wheat crop. II – Plant uptake and N efficiency. *Plant Soil* 112, 215–224.
- Reynolds J.S., (1991), Soil nitrogen dynamics in relation to ground water contamination in the ValleyCentral, Costa Rica. Ph.D. Diss.. The University of Michigan, Ann Arbor, MI, USA;.
- Reynolds-Vargas J., S., (1995), Nitrate in groundwaters of the Central Valley, Costa Rica, *Environment International*, Vol. 21, No. p:71,79,
- Ritter WF, Chirnside AEM, 1984, Impact of land use on ground-water quality in southern Delaware. *Groundwater* 22: 38–47
- Rupert, M.G., (2008), Decadale-scale changes of nitrate in groud water of the United States. 1988-2004, *J. Environmental Quality*, 37:S-240-S-248
- Rysgaard, S., Risgaard-Petersen, N. and Sloth, N. P., (1996) , *Hydrobiologia* 329, 133.
- Rutkoviene V., Kusta A., Cesoniene L., (2005), Environmnetal impact on nitrate levels in the water of shallow wells, *Polish Journal of Environmental Studies*, 14 (5), p: 631-637

Seiler R.L. 2005, Combined use of ^{15}N and ^{18}O of nitrate and ^{11}B to evaluate nitrate contamination in groundwater. *Appl Geochem*;20: 1626–36.

Schilling, K.E., Wolter, C.F.,(2001). Contribution of base flow to nonpoint source pollution loads in an agricultural watershed. *Ground Water* 39(1), 49–58.

Schilling, K.E., Wolter, C.F., (2001), Contribution of base flow to nonpoint source pollution loads in an agricultural watershed. *Ground Water* 39(1), 49–58.

Scwaiger, K., Fenz, R., 2005, Aqua Press Internetal 4/2005

Sibbesen, E., Runge-Metzger, A., 1995. Phosphorus balance in European agriculture - status and policy options. In: H. Tiessen (Ed.), *Phosphorus in the Global Environment. Transfers, Cycles and Management*. SCOPE 54, pp. 43-57.

Sievers D.M., Fulhage C.D., (1992), Survey of rural wells in Missouri for pesticides and nitrate, *Ground water monitoring and remediation*, 12 (4): 142-150 FAL 1992

Smith, S.J., Cassel, D.K., (1991); Estimate Nitrate Leaching in Soil Materials, in: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*, Ed. Soil Science Society of America, Madison, Wiscosin, p, 165–171.

Spalding, R.F., Exner, M.E., (1993). Occurrence of nitrate in groundwater: a review. *J. Environ. Qual.* 22, 392–402.

Stanners D., Boudreau Ph., (1995), *Europe's Environment* , European Environmnetal Agency, Copenhagen

Steinich B, Marin LE, 1997, Determination of flow characteristics in the aquifer in northwest Yucatan, Mexico. *J. Hydrol* 191: 315–331

Steinbuch, J., Ordowski, R. and Avenarius, C., (1993). *Diingemittelpraxis der Kleinbauern der V.R. China*. Carl-Duisberg-Gesellschaft, Berlin, 88 pp.

Stefanovits P, Filep Gy, Fülek Gy (1999), *Talajtan, Mezőgazdasági-Gondolat Kiadó, Budapest*

Statistics Denmark, 1997. *Agricultural Statistics 1996*. Copenhagen, Denmark.

Tănase I., Iacob I., Cornea I., (1997), *Aplication of the GIS for exposition of nitrates from the water from wells (in Romanian)*, Institutul de Igienă, Sănătate Publică, Servicii de Sănătate și Conducere București

Tesoriero, A.J., Voss, F.D., (1997), Predicting the probability of elevated nitrate concentrations in the Puget Sound Basin: implications for aquifer susceptibility and vulnerability. *Ground Water* 35(6), 1029–1039.

Tesoriero, A., Liecscher, H., Cox, S., (2000), Mechanism and rate of denitrification in an agricultural watershed: electron and mass balance along ground water flow paths. *Water Resources Research* 36(6), 1545–1559.

Timár G., et co, (2007), First and Second Military Survey, 1763-1785, 1806-1869, Institute and Museum of War History of Hungary, Arcanum Adatbazis kft, Budapest

* * * U.S. Geological Survey Open File Report., (2000), Concepts and the Ground Water Flow Process. 00 92, 121.

Ujvári, I., (1972), Geografia apelor României, Editura Științifică, București

Valett, H. M., Morrice, J. A., Dahm, C. N. and Campana, M. E., (1996), Limn. Oceanogr. 4(2), 333.

Várallyay György, Csathó Péter, Németh Tamás (2005), Az agrártermelés környezetvédelmi vonatkozásai Magyarországon, 155-188 p. In: Kovács Géza J., Csathó Péter: *A magyar mezőgazdaság elemformálma 1901 és 2003 között, Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok*, Budapest: MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, 245 p.

Végh E., Agócs M., Csanády M., (1999), The incidence of Methemoglobinemia in Hungary (1987-98). (in Hungarian), Budapesti Közegészségügy 332-334

Verstraeten I.M., Fetterman GS, Meyer MT, Bullen T, Sebree SK, 2005., Use of tracers and isotopes to evaluate vulnerability of water in domestic wells to septic waste. Ground Water Monit Remediat; 25: 107–17

Verplanck P.L., Taylor HE, Nordstrom DK, Barber LB. 2005, Aqueous stability of gadolinium in surface waters receiving sewage treatment plant effluent, Boulder Creek, Colorado. Environ Sci Technol; 39: 6923–9

Virágh Z., (2004), A nitrit és a nitrát egészségügyi kockázatai, In Az EUs Nitrát Direktíva, szerk. Füleky Gy., A környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány, Gödöllő , p. 5

Voncina E, Voncina DB, Mirkovic N., Novic M., 2007, Chemometric characterisation of the quality of ground waters from different wells in Slovenia, Acta Chemica Slovenica 54 (1) : 119-125

Zessner M., Schilling C., Gabriel O., Heinecke U., 2005, Nitrogen fluxes on catchment scale: the influence of hydrological aspects, Water science and technology 52 (9): 163-173

Zhang W.L., Tian Z.X, Zhang N., Li X.Q., (1996), Nitrate pollution of groundwater in northern China, Agriculture, Ecosystems and Environment 59 (1996) 223-231

Zhang, Y., Li, C., Zhou, X., Moore, B., (2002a), A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. Ecol. Model. 151., 75–108.

Zhang, Y., Li, C., Trettin, C.C., Li, H., Ge, S., (2002b), An integrated model of soil, hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems. Global Biogeochem., 34-37

Zhuang, L.Y., Sun, X.T., (1995). Effects of N-fertilizer on nitrate accumulation of vegetables. Prog. Soil Sci., 23 (3): 29-35.

WHO, (1993), Guidelines for Drinking Water Quality. 1. Recommendations, second ed. World Health Organisation, Geneva.

Williams A.E., Lund L.J, Johnson J.A., Kabala Z.J., 1998, Natural and antropogenic nitrate contamination of groundwater in a rural community, California, Environmnetal Science and Technology, 32 (1): 32-39

Woodhouse B. 2003, Pharmaceuticals and other wastewater products in our waters — a new can of worms? Southwest Hydrology, Nov/Dec Issue;.

Wossink, G.A.A., 2000. Environmental Economics of the Farm Firm. Wageningen University, Wageningen.

Wolfe, A. H., Patz, J. A. (2002), Reactive nitrogen and human health: acute and long-term implications, Ambio 31, 120–125.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném köszönetemet kifejezni mindazoknak, akik segítségemre voltak PhD disszertációm elkészítésében, hasznos tanácsaikkal segítették kutató munkám eredményességét..

Köszönetet mondok:

- Dr. Füleky György C.Sc. (Szent István Egyetem, Gödöllő) tanszékvezető egyetemi tanárnak, témavezetőmnek kutatómunkám irányításáért, a disszertációm elkészítésében nyújtott segítségért, és aki emberi segítségével és biztatásával nagymértékben hozzájárult a dolgozatom elkészítéséhez
- Dr. Makkai Gergely meteorológusnak, támogatásáért és hasznos szakmai tanácsaiért
- A Fókusz Öko Központ munkatársainak, Kelemen Árpád hidrológusnak hasznos szakmai tanácsaiért, Karácsony Csillának és Marton Zoltánnak a terepmunkán nyújtott segítségért
- Szász Zoltán geológusnak hasznos szakmai tanácsaiért
- A SzIE, talajkémia tanszékén dolgozó laboránsoknak, és Demeter Viktóriának akik az analíziseket elvégezték

Magánéleti részről köszönet illeti:

- elsősorban feleségemet és fiamat, akik mellettem álltak és támaszaim voltak dolgozatom elkészítése során és elviselték a kutatással járó elfoglaltságomat
- édesanyámat, aki mindvégig biztatott és nyelvtanilag ellenőrizte dolgozatomat
- unokatestvéreimet Gráf Csillát és férjét Lukács Csabát, akik gödöllői tartózkodásaim alatt vendégül láttak és mindvégig biztattak