

UNIVERZA V LJUBLJANI  
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA  
ENOTA MEDODDELČNEGA ŠTUDIJA MIKROBIOLOGIJE

Tjaša KOVŠE

**SEZONSKA DINAMIKA MINERALNEGA DUŠIKA IN  
DENITRIFIKACIJA V ŠOTNIH TLEH LJUBLJANSKEGA BARJA**

DIPLOMSKO DELO  
Univerzitetni študij

**SEASONAL DYNAMICS OF MINERAL NITROGEN AND  
DENITRIFICATION IN THE FENS OF LJUBLJANA MARSH**

GRADUATION THESIS  
University studies

Ljubljana, 2006

Diplomsko delo je zaključek univerzitetnega študija mikrobiologije. Opravljeno je bilo na Katedri za mikrobnno ekologijo na Oddelku za živilstvo Biotehniške fakultete v Ljubljani.

Študijska komisija dodiplomskega študija mikrobiologije je za mentorja diplomske naloge imenovala doc. dr. Janeza Hacin in za recenzentko doc. dr. Milico Kač.

Mentor: doc. dr. Janez Hacin

Recenzentka: doc. dr. Milica Kač

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik: prof. dr. Ines Mandić Mulec  
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za živilstvo

Član: doc. dr. Janez Hacin  
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za živilstvo

Članica: doc. dr. Milica Kač  
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za živilstvo

Datum zagovora:

Delo je rezultat lastnega raziskovalnega dela.

Tjaša Kovše

## KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA (KDI)

- ŠD Dn
- DK UDK 631.4: 546.17: 579.64 (043)=863
- KG pedologija/šotna tla/nizko barje/Ljubljansko barje/dušik/mikrobna mineralizacija  
N/denitrifikacija/organska snov/nivo podtalnice/letni čas
- AV KOVŠE, Tjaša
- SA HACIN, Janez (mentor)/KAČ, Milica (recenzentka)
- KZ SI-1000 Ljubljana, Jamnikarjeva 101
- ZA Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Enota medoddelčnega študija  
mikrobiologije
- LI 2006
- IN SEZONSKA DINAMIKA MINERALNEGA DUŠIKA IN DENITRIFIKACIJA V  
ŠOTNIH TLEH LJUBLJANSKEGA BARJA
- TD Diplomsko delo (univerzitetni študij)
- OP X, 51 str., 1 pregl., 12 sl., 9 pril., 40 vir.
- IJ sl
- JI sl/en
- AI V šotnih tleh je razgradnja organske snovi upočasnjena zaradi težje dostopnosti organske snovi in dejavnikov okolja (vodno-zračni režim, temperatura, pH). V nalogi smo preučevali vpliv letnega časa, nivoja podtalnice in količine organskega C na mikrobne pretvorbe N v dveh tipih tal nizkega barja. Vzorčili smo na 4 poskusnih parcelicah na Ljubljanskem barju, ki se razlikujejo po količini organskega C in višini podtalnice, medtem ko v C/N razmerju in pH vrednosti med njimi ni značilnih razlik. Mineralizacijo N in denitrifikacijski potencial smo zasledovali z ekstrakcijo mineralnih oblik N iz porušenih vzorcev tal pobranih v obdobju 3 let, medtem ko smo v neporušenih vzorcih tal denitrifikacijski potencial določili z merjenjem produkcije N<sub>2</sub>O ob inhibiciji redukcije N<sub>2</sub>O v N<sub>2</sub> z acetilenom. Ugotovili smo, da je mineralizacija N najintenzivnejša v vrhnjem sloju tal (0-30 cm) in da kaže denitrifikacijski potencial počasnejšo kinetiko vzdolž talnega profila (0-90 cm). Med 4 parcelicami smo ugotovili razlike v mineralizacijskem potencialu, ki se kažejo v sezonskih ekstremih. Na podlagi rezultatov tudi sklepamo, da imajo organska tla večji denitrifikacijski potencial kot organsko mineralna tla, vendar je v naravnih razmerah v obeh tipih tal omejujoč dejavnik za denitrifikacijo količina razpoložljivega NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N in ne lahko dostopnega organskega C.

## KEY WORDS DOCUMENTATION (KWD)

DN Dn

DC UDC 631.4: 546.17: 579.64 (043)=863

CX soil science/peat soil/fen/Ljubljana marsh/nitrogen/microbial nitrogen  
mineralization/denitrification/organic matter/water table/season

AU KOVŠE, Tjaša

AA HACIN, Janez (supervisor)/KAČ, Milica (reviewer)

PP SI-1000 Ljubljana, Jamnikarjeva 101

PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Interdepartmental Programme in  
Microbiology

PY 2006

TI SEASONAL DYNAMICS OF MINERAL NITROGEN AND  
DENITRIFICATION IN THE FENS OF LJUBLJANA MARSH

DT Graduation Thesis (University studies)

NO X, 51 p., 1 tab., 12 fig., 9 ann., 40 ref.

LA sl

AL sl/en

AB In peaty soil the decomposition of organic matter is slowed down by the decreased availability of organic matter and environmental factors (soil water status, temperature, pH). This thesis examines the impact of season, the water table level and the volume of organic C to microbial transformation of N in two fen soil types. Samples were obtained for the four test sites at Ljubljana marsh. The content of organic C and water table level are significantly different in the four sample types but the C/N ratio and pH value are similar. The N mineralization and denitrification potential were studied by the extraction of mineral nitrogen from ground samples collected in the period of three years. Undisturbed soil cores were used to evaluate the denitrification potential by measuring the N<sub>2</sub>O production using acetylene inhibition assay. The results show that the N mineralization is the most intensive in the top soil layer (0-30 cm) and that the denitrification potential shows slower kinetics along the soil profile (0-90 cm). The four test sites differed in the mineralization potential, manifested in seasonal extremes. Based on the obtained results it can be concluded that organic soil has a greater denitrification potential compared with organic mineral soil but that in the natural setting of both soil types the limiting factor for the denitrification is the amount of available NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and not the amount of easily accessible organic C.

## KAZALO VSEBINE

	str.
<b>Ključna dokumentacijska informacija (KDI)</b>	<b>III</b>
<b>Key words documentation (KWD)</b>	<b>IV</b>
<b>Kazalo vsebine</b>	<b>V</b>
<b>Kazalo preglednic</b>	<b>VII</b>
<b>Kazalo slik</b>	<b>VIII</b>
<b>Kazalo prilog</b>	<b>IX</b>
<b>Okrajšave in simboli</b>	<b>X</b>
<b>1 UVOD</b>	<b>1</b>
1.1 NAMEN IN HIPOTEZA	2
<b>2 PREGLED OBJAV</b>	<b>3</b>
2.1 NASTANEK DANAŠNJE PODOBE LJUBLJANSKEGA BARJA	3
2.2 DOSEDANJE ANALIZE MIKROBNE AKTIVNOSTI IN MIKROBNIH ZDRUŽB V TLEH LJUBLJANSKEGA BARJA	4
2.3 DINAMIKA DUŠIKA V TLEH S POUČENOM NA DENITRIFIKACIJI	5
2.3.1 Mikrobna populacija nitrifikatorjev in denitrifikatorjev	7
2.3.2 Vpliv prezračevnosti in vlažnosti tal na pretvorbe N	7
2.3.3 Vpliv količine in dostopnosti organske snovi na denitrifikacijo	8
2.3.4 Vpliv količine nitrata na denitrifikacijo	9
2.3.5 Vpliv temperature in pH na denitrifikacijo in nitrifikacijo	9
<b>3 MATERIAL IN METODE</b>	<b>11</b>
3.1 POSKUSNO POLJE NA LJUBLJANSKEM BARJU	11
3.2 VZORČENJE ŠOTNIH TAL	12
3.2.1 Vzorčenje tal za ugotavljanje sezonske dinamike mineralnega N, kapacitete za denitrifikacijo in kapacitete za neto amonifikacijo v porušeni vzorci tal	12
3.2.2 Vzorčenje tal za ugotavljanje kapacitete za denitrifikacijo in neto mineralizacije C v svežih neporušeni vzorci tal	13
3.3 METODE INKUBACIJE	13
3.3.1 Inkubacija potopljenih vzorcev za določanje kapacitete za denitrifikacijo in kapacitete za neto amonifikacijo	13
3.3.2 Inkubacija neporušeni vzorcev za sledenje tvorbe N <sub>2</sub> O (denitrifikacije) in sproščanja CO <sub>2</sub> (neto mineralizacije organskega ogljika)	14
3.4 ANALIZNE METODE	15
3.4.1 Ekstrakcija mineralnih oblik dušika s KCl	15
3.4.2 Določanje trenutne vlažnosti v neporušeni vzorcu tal	15
3.4.3 Določanje volumna zračnih por v tleh	15
3.4.4 Merjenje N <sub>2</sub> O in CO <sub>2</sub> s plinsko kromatografijo	16
3.4.5 Statistika	17
<b>4 REZULTATI</b>	<b>18</b>
4.1 SEZONSKA DINAMIKA MINERALNEGA DUŠIKA V PORUŠENIH ZRAČNO SUHIH VZORCIH TAL	18
4.1.1 Sezonska dinamika amonijskega dušika (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	18
4.1.2 Sezonska dinamika nitratnega in nitritnega dušika ((NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )-N)	21
4.1.3 Sezonska dinamika mineralnih oblik dušika (N <sub>min</sub> )	24
4.2 KAPACITETA ZA DENITRIFIKACIJO V PORUŠENIH VZORCIH TAL	27
4.3 KAPACITETA ZA NETO AMONIFIKACIJO V ANAEROBNIH RAZMERAH V PORUŠENIH VZORCIH TAL	29
4.4 DENITRIFIKACIJA IN RESPIRACIJA V NEPORUŠNIH VZORCIH TAL	31
<b>5 RAZPRAVA IN SKLEPI</b>	<b>33</b>
5.1 SEZONSKA DINAMIKA MINERALNEGA DUŠIKA NA POLJU	33

5.2	DENITRIFIKACIJA V ŠOTNIH TLEH	35
5.2.1	Porušeni vzorci	35
5.2.2	Neporušeni vzorci	36
5.3	SKLEPI	37
<b>6</b>	<b>POVZETEK</b>	<b>38</b>
<b>7</b>	<b>VIRI</b>	<b>40</b>
	<b>ZAHVALA</b>	
	<b>PRILOGA</b>	

## KAZALO PREGLEDNIC

<b>Preglednica 1:</b> Termini vzorčenja na poskusnem polju.....	str. 12
---	---------

## KAZALO SLIK

	str.
<b>Slika 1:</b> Zračni posnetek poskusnega polja, ki zajema šotna tla z večjo vsebnostjo organskega C (HC) in organsko mineralna tla z manjšo vsebnostjo organskega C (LC) (vir J. Hacin).....	11
<b>Slika 2:</b> Inkubacija neporušenih vzorcev barjanskih tal v PVC valjih, ki smo jih izdelali za ta namen (vir J. Hacin).....	14
<b>Slika 3:</b> Vsebnost amonijskega dušika ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) v porušeni zračno suhi vzorci barjanskih tal v obdobju 1999-2002. ....	19
<b>Slika 4:</b> Delež vzorcev iz posameznih poskusnih parcelic po rangih koncentracij $\text{NH}_4^+\text{-N}$ v treh globinah.....	20
<b>Slika 5:</b> Vsebnost nitratnega in nitritnega dušika ( $\text{NO}_3^-\text{-N}+\text{NO}_2^-\text{-N}$ ) v porušeni zračno suhi vzorci barjanskih tal v obdobju 1999-2002.....	22
<b>Slika 6:</b> Delež vzorcev iz posameznih poskusnih parcelic po rangih koncentracij ( $\text{NO}_3^-\text{-N}+\text{NO}_2^-\text{-N}$ ) v treh globinah .....	24
<b>Slika 7:</b> Vsebnost mineralnih oblik dušika ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , ( $\text{NO}_3^-\text{-N}+\text{NO}_2^-\text{-N}$ )) v porušeni zračno suhi vzorci barjanskih tal v obdobju 1999-2002 .....	25
<b>Slika 8:</b> Delež vzorcev iz posameznih poskusnih parcelic po rangih koncentracij ( $\text{NH}_4^+\text{-N}+\text{NO}_3^-\text{-N}+\text{NO}_2^-\text{-N}$ ) v treh globinah .....	26
<b>Slika 9:</b> Hitrost denitrifikacije v potopljenih porušeni vzorci tal med 21-dnevno inkubacijo.....	28
<b>Slika 10:</b> Neto amonifikacija v potopljenih porušeni vzorci tal med 21-dnevno inkubacijo .....	30
<b>Slika 11:</b> Evolucija $\text{N}_2\text{O-N}$ po dodatku $\text{KNO}_3\text{-N}$ v organskih (HC) in organsko mineralnih (LC) tleh.....	32
<b>Slika 12:</b> Evolucija $\text{CO}_2\text{-C}$ v organskih (HC) in organsko mineralnih (LC) tleh med prvo in drugo inkubacijo.....	32



## KAZALO PRILOG

- Priloga A1:** Korelacija vrednosti nitratnega in nitritnega dušika in nivoja podtalnice v organskih (HC) tleh.
- Priloga A2:** Korelacija vrednosti nitratnega in nitritnega dušika in nivoja podtalnice v organsko mineralnih (LC) tleh.
- Priloga B1:** Rezultati inkubacijske študije za porušene vzorce organskih (HC) tal pobrane ob sezonskih ekstremih (09. 12. 1999 in 27. 08. 2001) in srednjih vrednostih nivoja podtalnice in temperature (19. 03. 2001)
- Priloga B2:** Rezultati inkubacijske študije za porušene vzorce organsko mineralnih (LC) tal pobrane ob sezonskih ekstremih (09. 12. 1999 in 27. 08. 2001) in srednjih vrednostih nivoja podtalnice in temperature (19. 03. 2001)
- Priloga C1:** Poraba nitratnega dušika med 21-dnevno inkubacijo suhih in mletih vzorcev tal.
- Priloga C2:** Neto anaerobna produkcija amonijskega dušika med 21-dnevno inkubacijo suhih in mletih vzorcev tal.
- Priloga D1:** Trenutna vlažnost v neporušenih vzorcih tal med prvo in drugo inkubacijo v PVC ceveh.
- Priloga D2:** Evolucija N<sub>2</sub>O-N med drugo inkubacijo v neporušenih vzorcih tal.
- Priloga D3:** Evolucija CO<sub>2</sub>-C v neporušenih vzorcih med prvo in drugo inkubacijo.

## OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

HC	organska ali šotna tla (Histosol), ki vsebujejo 16-24 % organskega C
LC	organsko mineralna tla na šotni podlagi (Humic Gleysol), ki vsebujejo 10-11 % organskega C
HW	del poskusnega polja z visoko vzdrževano podtalnico
LW	del poskusnega polja z nizko vzdrževano podtalnico
C/N	razmerje med deležem organskega C in deležem celokupnega N v tleh
Nmin	mineralne oblike dušika, ( $\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$ )-N
$\text{NO}_3^-$ -N	nitratni dušik
$\text{NO}_2^-$ -N	nitritni dušik
$\text{NH}_4^+$ -N	amonijjski dušik

## 1 UVOD

Šotna barja so področja z največjo neto akumulacijo organske snovi, do katere prihaja zaradi zmanjšane razgradnje rastlinskih ostankov in ne zaradi hitre primarne produkcije sistema (Moore, 1995). Vzrok za večino sprememb v tleh je delovanje mikrobov (Alexander, 1977). Na počasno mikrobno mineralizacijo organske snovi v šotnih tleh vplivajo: količina in dostopnost organske snovi, anaerobne razmere v tleh, zmanjšana dostopnost hranil in kislo okolje, na severnih šotiščih pa je mikrobna razgradnja zmanjšana tudi zaradi nizkih temperatur.

Ljubljansko barje je gotovo najbolj znano šotno barje v Sloveniji, ki so ga že od nekdaj izkoriščali v kmetijske namene. Z izsuševanjem in kmetijsko uporabo šotnih tal je na Barju pospešena mikrobna razgradnja organske snovi, kar navadno vodi do tanjšanja šotne odeje, zmanjšanja plodnosti tal in zaradi posedanja do ponovnega poplavljanja površin ob obilnem deževju. Göttlich (1990) navaja, da je posledica pospešene mineralizacije v zmerno toplem pasu posedanje tal za 3 cm na leto. S spreminjanjem vodno-zračnih razmer v šotnih barjih ne vplivamo samo na spremembo mikrobne aktivnosti, ampak tudi na strukturo mikrobnih združb v tleh, na interakcije mikrobi-rastline (Paul in Clark, 1996), kar lahko vodi tudi v spremembo naravne vegetacije (Verhoeven in sod., 1996). S pospešeno mikrobno mineralizacijo je v šotnih tleh povečana tudi produkcija toplogrednega CO<sub>2</sub> in CH<sub>4</sub> (Wright in Reddy, 2001). Pri postavljanju modelov možnih sprememb klime je poznavanje dogajanja v šotnih tleh zelo pomembno, saj šotna tla predstavljajo približno tretjino zaloge kopenskega C (Gorham, 1995) in zato močno prispevajo h globalnim spremembam v atmosferi.

Atmosfera je sicer največji rezervoar dušika, vendar je za živa bitja pomembnejša njegova dostopnost v vodi in v tleh, kjer pa je N pogosto omejujoč dejavnik primarne produkcije. Zaradi nihanja nivoja podtalnice na Barju se v tleh izmenjujejo aerobne in anaerobne razmere. V aerobnih razmerah v tleh sta produkta mineralizacije organskega dušika NO<sub>3</sub><sup>-</sup> in NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, ki se lahko izpirata v podtalnico ali pa se v pretežno anaerobnih razmerah reducirata do plinskih produktov, ki prav tako izhajajo iz talnega sistema. Z mikrobno

razgradnjo organske snovi in drugimi mikrobnimi pretvorbami (nitrifikacijo, denitrifikacijo) postanejo mineralne oblike N lažje dostopne za mikroorganizme in rastline, prav tako pa se z mineralizacijo povečana možnost izgub N iz talnega sistema.

## 1.1 NAMEN IN HIPOTEZA

Namen naše naloge je bil ugotoviti vpliv sezone, nivoja podtalnice in količine organskega C na mineralizacijo N v travniških tleh Ljubljanskega barja in spremljati denitrifikacijo v porušenih in neporušenih vzorcih tal, kajti nobena nam znana raziskava še ni preučevala denitrifikacije v šotnih tleh Ljubljanskega barja.

Predpostavili smo, da sta hitrost in obseg denitrifikacije v šotnih tleh neposredno odvisna od količine oz. dostopnosti organskega C mikrobom ter od vsebnosti  $\text{NO}_3^-$  v tleh.

## 2 PREGLED OBJAV

### 2.1 NASTANEK DANAŠNJE PODOBE LJUBLJANSKEGA BARJA

Ljubljansko barje geografsko pripada Ljubljanski kotlini in je pravzaprav le eno od kraških polj, kakršnih je na Notranjskem veliko (Geister, 1995). Za seboj ima zanimivo geološko preteklost. Na prehodu kamene dobe v bronasto je kotlino prekrivalo tako imenovano mostiščarsko jezero, in ko je to zaradi podnebnih sprememb pričelo propadati, se je spremenilo v obsežna močvirja (Martinčič, 1987; Martinčič, 2003). Večji del površine Ljubljanskega barja je predstavljalo nizko barje, medtem ko je visoko barje nastalo iz nizkega le na za to najbolj ugodnih tj. zakisanih površinah (Martinčič, 1987). Ekološko se nizka in visoka barja zelo razlikujejo. Nizka ali minerotrofna barja se v večini napajajo s talno in površinsko vodo z obrobni apnenčastih gorovij. Ta voda je zaradi tega bolj ali manj bogata z minerali in tla so praviloma nevtralna do rahlo alkalna (pH 6,5-7,5). Visoka ali ombrotrofna barja pa se napajajo s padavinsko vodo, ki je revna z minerali, in so kislila (pH 3,5-5,5). Trilar (2001) pravi, da danes na Ljubljanskem barju ni več visokega barja in navaja, da je najdlje vzdržalo miniaturno visoko barje Mali plac na osamelcu Kostanjevica, dokler ga niso poplavili in s tem povzročili propad šotnih mahov in visokobarjanskih rastlin.

Šotna tla so potencialno najbolj rodovitna tla, saj imajo največjo vsebnost organske snovi in največjo kapaciteto za vodo in zrak, zato so Ljubljansko barje od nekdaj izkoriščali v kmetijske namene. Prvi resen poseg, ki je vplival na vodni režim barja, je pomenila izgradnja Gruberjevega in Zornovega prekopa. Velike spremembe pa so se začele šele leta 1823 z načrtnim osuševanjem tal s kopanjem odvodnih jarkov. V 20. stoletju se je podoba Barja zaradi intenzivnega rezanja šote in bolj ali manj intenzivne kmetijske rabe tal povsem spremenila. Leta 1980 je bilo razmerje med močvirskimi travniki in obdelovalnimi površinami 10:1, leta 1992 pa 3:2 (Trilar, 2001).

Izjemne ekološke razmere, kot so: pomanjkanje hranilnih snovi in kisika, velika kislost in vsebnost huminskih kislin, po eni strani omogočajo nastajanje šote iz globljih odmrlih delov šotnega mahu, po drugi strani pa življenje zelo specializiranim rastlinam in živalim,

ki bi jih v ugodnejših ekoloških razmerah izpodrinile druge (Trilar, 2001). Ljubljansko barje je izredno občutljiv ekosistem in do danes so izumrle ali pa so redke in ogrožene številne vrste rastlin in živali. Barje pa ne predstavlja samo življenjskega prostora za bolj ali manj specializirane živali in rastline, ampak ima v geografskem prostoru tudi pomembne okoljske funkcije: zadrževanje padavinske vode in tako preprečuje erozijo, zbira talno vodo, ki je vir pitne vode in deluje kot naravni čistilni sistem za vodo in tla. Kljub degradaciji Barje še vedno vsebuje habitate, ki ustrezajo predpisom Evropske skupnosti na področju varstva narave in je kot bodoči krajinski park predlagano za vključitev v evropsko mrežo zavarovanih območij - Natura 2000 (Hacin in sod., 2004).

## 2.2 DOSEDANJE ANALIZE MIKROBNE AKTIVNOSTI IN MIKROBNIH ZDRUŽB V TLEH LJUBLJANSKEGA BARJA

Vrhnja plast tal Ljubljanskega barja, ki po podatkih obsega približno 110 km<sup>2</sup> površin pokritih s šoto (Trilar, 2001), vsebuje 20-60 % organske snovi, kar je značilno za rodovitna tla, medtem ko je za spodnje plasti značilna nerazgrajena ali delno razgrajena šota (Hacin in sod., 2001). Na poskusnem polju v Tomišlju so preučevali vpliv količine organskega materiala in nivoja podtalnice na mikrobno mineralizacijo in ugotovili, da je mineralizacija organskega N sorazmerna s količino organske snovi v tleh, ter da je najhitrejšo mineralizacijo pričakovati, ko je višina podtalnice 40-60 cm pod površjem (Hacin in sod., 2001). Da je mineralizacija N v šotnih tleh večja v aerobnih razmerah kot v anaerobnih, sta pokazala že Zupančičeva in Mahne (1998). Kraigher in sod. (2006) so z metodama s substratom inducirane respiracije (SIR) in dehidrogenazne aktivnost potrdili, da je v tleh z večjo količino organske snovi večja tudi mikrobna aktivnost. Raziskava podaja tudi ugotovitev, da razlike v mikrobni aktivnosti niso posledica različne sestave mikrobne združbe, temveč organske snovi v tleh. Ugotovili so namreč, da se v tleh z večjo količino organske snovi (Histosol) in v tleh z manjšo količino organske snovi (Humic Gleysol) ustvari podobna bakterijska združba, ki je stabilna in odporna na sezonske spremembe dejavnikov okolja (temperatura, vlaga). Prav tako so s pomočjo 16S rRNA knjižnice analizirali šotna tla z večjo vsebnostjo organske snovi in ugotovili, da prevladujeta dve večji skupini bakterij, in sicer *Proteobacteria* in *Acidobacteria*.

Za mikrobnost je poleg količine organske snovi pomembna tudi njena dostopnost. Tla na poskusnem polju se razlikujejo po količini organskega C in N, medtem ko je razmerje C/N v enakem območju (Hacin in sod., 2001), kar nakazuje, da med obema tipoma tal ni večjih razlik v potencialu za mineralizacijo.

Poleg že omenjenih raziskav pa je bila v zvezi s šotnimi tlemi Ljubljanskega barja opravljena analiza vpliva pH na mineralizacijo organskega N. Z nevtralizacijo kislih (pH 4,5) vzorcev tal, pobranih v gošči v okolici Bevškega mahu, se je mineralizacija N povečala za trikrat (Zupančič in Mahne, 1998). Tla na poskusnem polju v Tomišlju pa imajo ne glede na vsebnost organske snovi nevtralen pH, kar predstavlja optimalno območje za najrazličnejše mikroorganizme (Atlas in Bartha, 1998), zato ta dejavnik nima ključne vloge pri regulaciji obsega in hitrosti mineralizacije.

Verhoeven (1986) pravi, da barjanska šotna tla v kmetijski uporabi vsebujejo velike količine N, P in K, večina N in P je v organski snovi. Navaja tudi, da so si različna barja podobna po količini N, medtem ko se po količini P in K bolj razlikujejo. Z mikrobnost mineralizacijo organske snovi postaneta N in P dostopna tako rastlinam kot mikroorganizmom. Po podatkih (Zupančič, 1996) dodatek mineralnih hranil šotnim tlem, odvzetim v gošči v okolici Bevškega mahu na Ljubljanskem barju, ni vplival na spremembo hitrosti mineralizacije C in N.

### 2.3 DINAMIKA DUŠIKA V TLEH S Poudarkom na DENITRIFIKACIJI

Dušik se v naravi nahaja v številnih stabilnih oksidacijskih stanjih. Je sestavni del amino kislin, nukleinskih kislin, amino sladkorjev in njihovih derivatov. Atmosfera je z 78 % N<sub>2</sub> največji rezervoar tega elementa, vendar je za živa bitja pomembna predvsem dostopnost N v tleh in v vodi, kjer pa je N omejujoč dejavnik primarne produkcije. Mikroorganizmi, ki živijo v simbiozi z rastlinami ali pa so prostoživeči, fiksirajo atmosferski N<sub>2</sub> in ga vgradijo v biomaso. Z mineralizacijo organske snovi pa postane N v obliki amonija (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) dostopen tudi drugim organizmom talnega ekosistema. V tleh imajo pomembno vlogo nitrifikatorji, ki s pretvorbo NH<sub>4</sub><sup>+</sup> v nitrat (nitrat(V), NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) in nitrit (nitrat(III), NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

pozitivno nabite ione spremenijo v negativno nabite. S tem prispevajo k večji mobilnosti N v tleh, saj je amonij zaradi svojega naboja in s tem vezave na minerale glin manj mobilan. Neželjena posledica večje mobilnosti N je njegovo izpiranje v podtalnico in s tem izguba iz talnega sistema. Tla izgubljajo N tudi z denitrifikacijo ali disimilativno redukcijo nitrata do plinskih produktov ( $N_2O$  in  $N_2$ ). Mikrobnost v tleh je tako ključnega pomena za obseg in dinamiko pretvorb talnega dušika. Razumevanje teh in podobnih reakcij je ključno za predstavo o fiziološko pomembnih procesih v tleh sploh (Alexander, 1977; Atlas in Bartha, 1998).

Za spremljanje dinamike pretvorb dušika v tleh se uporabljajo *in situ* inkubacijske tehnike tal in laboratorijske inkubacije porušeni in neporušeni vzorci tal. V laboratorijskem poskusu so razmere v tleh bolj definirane, zato lahko ugotavljamo vlogo posameznega dejavnika pri pretvorbi dušika v tleh. V naravnem ekosistemu se pogoji ves čas spreminjajo, zato z *in situ* tehnikami raziskujemo in interpretiramo dejansko stanje. Bundy in Meisinger (1994) pravita, da sta za popolno karakterizacijo procesov v tleh pomembni obe vrsti raziskav.

Kvantitativno določanje oksidula ( $N_2O$ ) s plinsko kromatografijo z uporabo metode inhibicije redukcije  $N_2O$  do dušika ( $N_2$ ) z acetilenom je splošno uveljavljeni prijem za sledenje denitrifikacije. Benckeiser in sod. (1995) navajajo tri razloge za uporabnost te tehnike: lahko jo uporabljamo na porušeni in neporušeni vzorci, tako *in situ* kot v laboratoriju, je relativno enostavna in pri delu se uporablja dostopna oprema, s plinskim kromatografom lahko izmerimo majhne vrednosti  $N_2O$ .

V mokrih, glinenih ali kompaktnih tleh se lahko zgodi, da acetilen ne difundira do vseh mest, kjer poteka denitrifikacija, zato jo lahko podcenimo (Malone in sod., 1998). Če je nitrifikacija vir  $NO_2^-$  ali  $NO_3^-$  za denitrifikacijo, prav tako lahko podcenimo hitrost in obseg denitrifikacije, saj acetilen inhibira nitrifikacijo (Prosser, 1997).



### 2.3.1 Mikrobna populacija nitrifikatorjev in denitrifikatorjev

Tiedje (1994) pravi, da je denitrifikacija zelo razširjena sposobnost med prokarionti, (organotrofi, litotrofi in fototrofi). Najdemo jo v skupini gram pozitivnih in gram negativnih bakterij, pri arhebakterijah, fiksatorjih  $N_2$ , halofilih, termofilih, pri tistih, ki tvorijo spore in pri rastlinskih in živalskih patogenih. Dodaja, da v mineralnih tleh denitrifikatorji predstavljajo 0,1-5 % vseh bakterij, ki jih lahko gojimo. Večina denitrifikatorjev je heterotrofov (Knowles, 1982). Hitrost in obseg denitrifikacije v naravnem okolju sta odvisna od velikosti in aktivnosti obstoječe populacije denitrifikatorjev in od razmer v okolju. Knowles (1982) pravi, da v večini habitatov obstaja možnost za denitrifikacijo in dodaja, da je za posamezne sisteme le malo informacij o tem, kateri mikroorganizmi prispevajo k aktivnostim v tleh.

Denitrifikacija je disimilatorna redukcija  $NO_3^-$  do končnega plinskega produkta  $N_2$ . Nekateri mikroorganizmi so sposobni disimilativne redukcije  $NO_3^-$  do  $NH_4^+$ , kar pa ni denitrifikacija v pravem pomenu (Paul in Clark, 1996). Ista avtorja dodajata, da slednja reakcija ne vodi do izgub N iz sistema in da poteka v zelo redukcijskih pogojih. Pravita tudi, da obseg disimilativne redukcije  $NO_3^-$  do  $NH_4^+$  v naravi ni jasen.

Nitrifikacija je v večjem obsegu omejena na avtotrofne bakterije (Atlas in Bartha, 1998), ki so obligativni aerobni kemolitoavtotrofi, kar pomeni, da dobijo energijo z oksidacijo amonija, za izgradnjo organskih snovi pa asimilirajo  $CO_2$  preko Calvinovega cikla (White, 1995). Nekatere heterotrofne bakterije in glive so prav tako sposobne omejene oksidacije dušikovih spojin, vendar Atlas in Bartha (1998) navajata, da heterotrofna nitrifikacija bistveno ne prispeva k pretvorbi  $NH_4^+$  do  $NO_2^-$  in  $NO_3^-$ .

### 2.3.2 Vpliv prezračenosti in vlažnosti tal na pretvorbe N

Denitrifikacija je nitratna respiracija, kjer je namesto kisika nitrat končni akceptor elektronov, vendar so denitrifikatorji skoraj brez izjeme sposobni preživeti tudi v aerobnih pogojih. Encimi, ki sodelujejo v prvih stopnjah denitrifikacije, so manj občutljivi na kisik kot tisti v poznejši fazi (Knowles, 1982). Atlas in Bartha (1998) pravita, da se denitrifikacija lahko pojavi tudi v splošno aerobnem okolju, če to vsebuje anoksične

mikrohabitate. Tla imajo veliko mikrohabitata, kjer se variabilnost abiotičnih dejavnikov odraža v heterogenosti mikrobnih združb (Stotzky, 1997).

Voda zmanjšuje prezračevnost tal in je zato pomemben dejavnik, ki vpliva na denitrifikacijsko aktivnost. Količina vode v tleh se lahko podaja v % WFPS (water-filled porosity space). Paul in Clark (1996) navajata, da se denitrifikacija pojavi med 60-90 % WFPS. De Klein in van Logtestijn (1996) navajata vrednosti WFPS, ki so spodnja meja za denitrifikacijo, in sicer: za pesek 82 %, za melj 83 % in za šoto 71 %. Voda ne vpliva samo na dostopnost kisika, ampak tudi poveča mobilnost nitrata in v vodi topnega organskega ogljika, kar poveča denitrifikacijo v nižjih slojih tal (Luo in sod., 1998).

Nitrifikacija poteka samo v okolju s kisikom, zato na nitrifikacijo v tleh močno vplivata vlažnost tal in njihova struktura (Paul in Clark, 1996). Amonifikacija tj. mineralizacija N, pri kateri nastaja  $\text{NH}_4^+$ , je manj občutljiva na vodni stres in poteka tudi v poplavljenih tleh. Z znižanjem nivoja podtalnice se poveča število amonifikatorjev in nitrifikatorjev (Williams, 1974).

### **2.3.3 Vpliv količine in dostopnosti organske snovi na denitrifikacijo**

Paul in Clark (1996) navajata, da so pri denitrifikaciji najpomembnejši heterotrofni mikroorganizmi in da obstaja splošna korelacija med skupno količino organske snovi (SOM) in kapaciteto za denitrifikacijo. Poleg količine organske snovi v tleh je pomembna tudi njena dostopnost. Mikroorganizmom lahko dostopna organska snov v tleh (amino kisline, ogljikovi hidrati, maščobe, voski, organske kisline) predstavlja do 20 % SOM, 80-100 % pa je humusnih komponent, ki nastanejo s sekundarnimi sintezni reakcijami in so bolj obstojne (Wagner in Wolf, 1998). Humificirana organska snov je relativno nedostopna kot vir energije in C (Stotzky, 1997). V zmernem pasu predstavlja humus relativno stabilen rezervoar N, ki postane dostopen živim organizmom s počasno mineralizacijo, merjeno v desetletjih in stoletjih (Atlas in Bartha, 1998). Na hitrost mineralizacije šotnih tal vpliva tudi botanično poreklo organskega materiala (Prozorova, 1988). Visoko in nizko barje se med drugim razlikujeta tudi po vegetaciji in po podatkih Bayleya in sod. (2005) sta bili razgradnja in mineralizacija organskega N hitrejši v nizkem kot v visokem barju.

Raziskava je pokazala, da je imela na mineralizacijo večji vpliv kvaliteta organske snovi kot različne kemijske značilnosti površinske vode.

Na obseg denitrifikacije v laboratorijskih pogojih vplivamo tudi s pripravo tal za analizo, kajti s sušenjem, mletjem in sejanjem tal se poveča dostopnost N v tleh (Bundy in Meisinger, 1994), prav tako vplivamo tudi na združbo denitrifikatorjev in obstojnost redukcijskih encimov (Luo in sod., 1996).

#### **2.3.4 Vpliv količine nitrata na denitrifikacijo**

Količina nitrata v tleh je odvisna od velikosti, sestave in aktivnosti združb, ki oksidirajo amonij. Nitrifikacija je v večjem obsegu omejena na avtotrofne bakterije (Atlas in Bartha, 1998). Minimalne vrednosti  $\text{NO}_3^-$  za denitrifikacijo so med 50 in 100  $\mu\text{g N/g}$  tal (Knowles, 1982). Paul in Clark (1996) pravita, da razmerje med nitratom in organskim ogljikom vpliva na razmerje plinskih produktov ( $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ), ki nastanejo z denitrifikacijo.

#### **2.3.5 Vpliv temperature in pH na denitrifikacijo in nitrifikacijo**

Temperatura tal vpliva na biološke, fizikalne in kemične procese v tleh. Optimalna temperatura za denitrifikacijo je 25 °C in več (Alexander, 1977), maksimalna je v območju med 60 in 75 °C in minimalna med 0 in 5 °C (Knowles, 1982). Za biološke sisteme velja, da zvišanje temperature za 10 °C podvoji mikrobno aktivnost ( $Q_{10} = 2$ ) (Hartel, 1998). Knowles (1982) navaja, da se pri spremembi temperature od 10 in 35 °C mikrobna aktivnost denitrifikatorjev v tleh poveča za 1,5- do 3-kart. Povečana mikrobna aktivnost in manjša topnost kisika pri višji temperaturi povečata denitrifikacijo, vendar lahko povišana temperatura denitrifikacijo tudi inhibira s tem, ko poveča izparevanje vode iz talnega ekosistema in tako poveča zračnost. De Klein in van Logtestijn (1996) sta v poljskem poskusu ugotovila večji vpliv temperature na nenamakano kot na namakano parcelo.

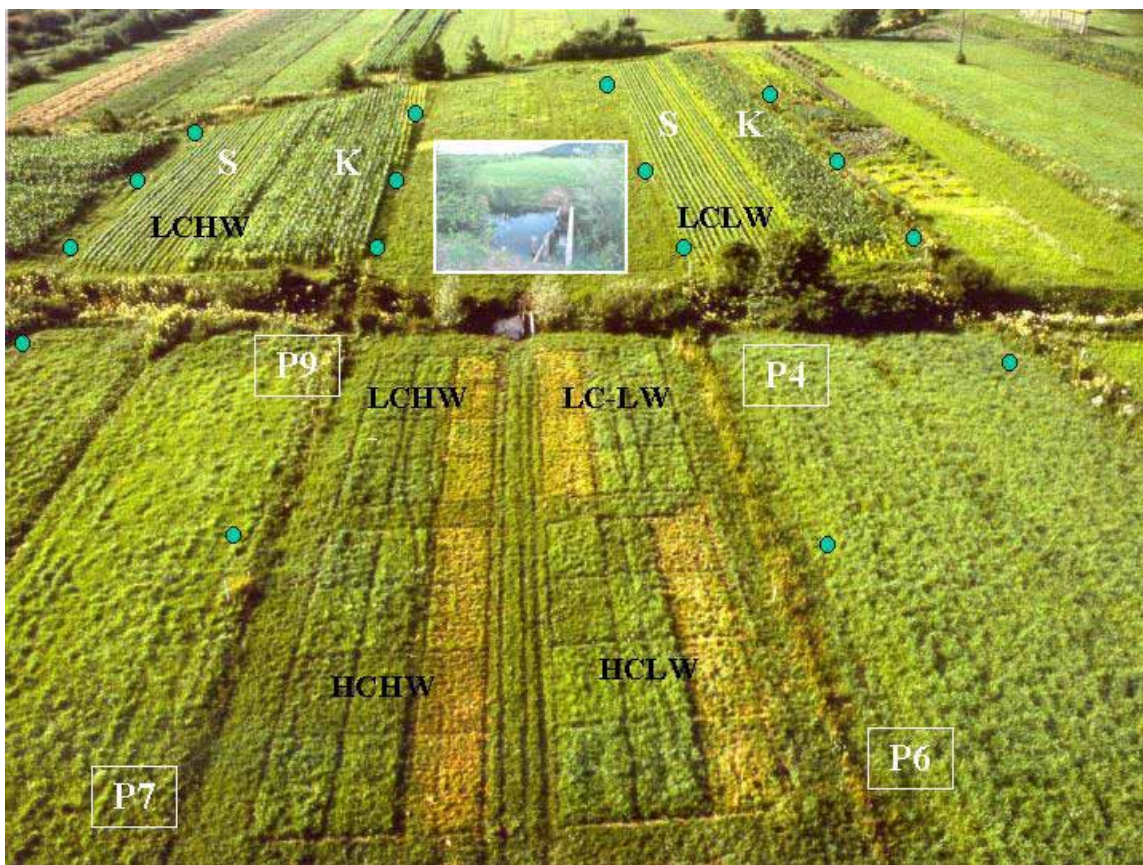
Optimalna temperatura za nitrifikatorje je med 30 in 35 °C, medtem ko je njihova aktivnost pri temperaturah pod 5 °C in tistih nad 40 °C upočasnjena. V mnogih tleh so nitrifikacijo

zasledili tudi pod snegom (Paul in Clark, 1996). Nitrifikacija je najintenzivnejša spomladi in jeseni (Alexander, 1977; Paul in Clark, 1996).

Optimalni pH za denitrifikacijo je med 6 in 8. Nitrifikacija je zmanjšana pri pH <6,0 in zanemarljiva pri pH <4,5 (Paul in Clark, 1996).

### 3 MATERIAL IN METODE

#### 3.1 POSKUSNO POLJE NA LJUBLJANSKEM BARJU



Slika 1: Zračni posnetek poskusnega polja, ki zajema šotna tla z večjo vsebnostjo organskega C (HC) in organsko mineralna tla z manjšo vsebnostjo organskega C (LC) (vir J. Hacin). Pregrada (detajl v okvirčku) na glavnem odvodnem jarku deli polje na del z visoko podtalnico (HW) in del z nizko podtalnico (LW). Pravokotniki označujejo vzorčne parcelice (1x4 m) ob 4 reprezentativnih piezometrih (P4, P6, P7 in P9).

Travniški del poskusnega polja zajema dva tipa tal: organska ali šotna tla (Histosol), ki vsebujejo 16-24 % organskega C (zato oznaka HC, high carbon), in organsko mineralna tla na šotni podlagi (Humic Gleysol) z 10-11 % organskega C (zato oznaka LC, low carbon). Tipa tal se značilno razlikujeta tudi po vsebnosti organskega N vzdolž profila (0,85-1,52 % v organskih tleh, ter 0,66-0,95 % v organsko mineralni tleh) in le delno v C/N razmerju (12-19 v organskih tleh, ter 12-15 v organsko mineralnih tleh). Razmerje C/N se povečuje

po globini profila (0-90 cm), pH vrednost vzdolž profila pa je v obeh tipih tal enaka (6,7-6,9). Osnovne karakteristike tal so opisane v članku Hacina in sodelavcev (2001).

Pregrada na glavnem odvodnem potoku deli polje na del z visoko podtalnico (oznaka HW, high water) in nizko podtalnico (oznaka LW, low water). Nivo podtalnice merimo tedensko z 12 piezometri, ki so razporejeni v 3 vrste v oddaljenosti 5, 30 in 55 m od potoka. Razporeditev talnih tipov in piezometrov na poskusnem polju je prikazana na sliki 1.

## 3.2 VZORČENJE ŠOTNIH TAL

### 3.2.1 Vzorčenje tal za ugotavljanje sezonske dinamike mineralnega N, kapacitete za denitrifikacijo in kapacitete za neto amonifikacijo v porušeni vzorcih tal

Za vzorčenje so bile izbrane parcelice 1x4 m ob 4 reprezentativnih piezometrih (slika 1) za oba tipa tal pri različnem nivoju podtalnice: HC-HW, HC-LW, LC-HW in LC-LW. V obdobju 1999-2002 je bilo opravljenih 13 vzorčenj (preglednica 1).

Preglednica 1: Termini vzorčenja na poskusnem polju.

Okrajšava	Datum	Opis termina
T1	07. 06. 1999	ob postavitvi pregrade
T2	13. 10. 1999	po zadnji košnji, zaključek rasti
T3	09. 12. 1999	pred snegom
T4	05. 03. 2000	po odtajanju, pred začetkom rasti
T5	25. 05. 2000	po prvi košnji
T6	26. 10. 2000	po zadnji košnji, zaključek rasti
T7	11. 12. 2000	po obilnem deževju, pred snegom
T8	19. 03. 2001	po odtajanju, pred začetkom rasti
T9	23. 06. 2001	po zapozneli prvi košnji, začetek suše
T10	27. 08. 2001	po dolgotrajni suši
T11	24. 10. 2001	po zadnji košnji, zaključek rasti
T12	05. 03. 2002	pred začetkom rasti
T13	19. 07. 2002	po drugi košnji

Vzorci iz treh globin (0-30 cm, 30-60 cm in 60-90 cm) so bili zračno posušeni pri 50 °C, zmleti, presejani skozi 2 mm sito in shranjeni v papirnatih vrečkah na sobni temperaturi do analize. Tako pripravljene vzorce smo uporabili za ekstrakcijo mineralnega N in za inkubacijo.

### **3.2.2 Vzorčenje tal za ugotavljanje kapacitete za denitrifikacijo in neto mineralizacije C v svežih neporušenih vzorcih tal**

Za spremljanje denitrifikacije v neporušenih tleh smo uporabili vzorce tal, ki smo jih z vzorčenjem na poskusnem polju odvzeli 07. 11. 2002. Vzorčili smo do globine 30 cm s sondo, na katero smo pritrdili PVC valje ( $r = 2,2$  cm). Pri vsakem vzorcu smo odstranili zgornje 3 cm zemlje s travo in za vsak vzorec določili volumen tal v PVC valju.

Vzorci so bili odvzeti na dveh vzorčnih mestih, in sicer pri piezometru 7 (HC-HW) in 9 (LC-HW) (slika 1). Ob posameznem piezometru smo odvzeli 6 vzorcev, od tega so 3 vzorci služili za inkubacijo v laboratoriju, 2 za določanje vlažnosti tal s sušenjem in 1 za določanje volumna zračnih por.

Sveže neporušene vzorce smo takoj po odvzemu prenesli v laboratorij in pričeli z analizo oz. inkubacijo.

## **3.3 METODE INKUBACIJE**

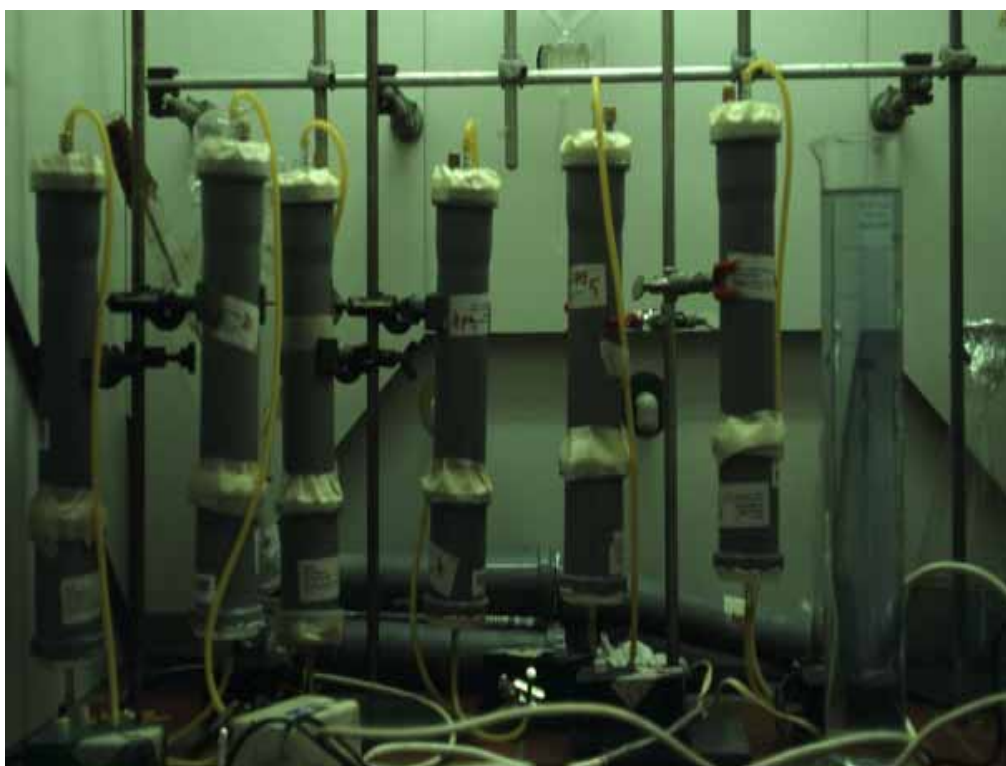
### **3.3.1 Inkubacija potopljenih vzorcev za določanje kapacitete za denitrifikacijo in kapacitete za neto amonifikacijo**

V epruvete 25 x 150 mm smo prenesli po 5 g zračno suhih tal (z. s. tla) in jih prelili s 50 mL deionizirane vode. Vsem vzorcem smo dodali 500  $\mu\text{g N/g}$  z.s. tla, kot  $\text{NO}_3\text{-N}$ . To je 100  $\mu\text{g N/g}$  z. s. tla, tako da nitrat ni bil omejujoč dejavnik za denitrifikacijo. Epruvete smo zamašili z gumijastimi zamaški in jih inkubirali v temi pri sobni temperaturi 0, 3, 7, 14 in 21 dni.

Za inkubacijske študije smo izbrali vzorce, pobrane ob sezonskih ekstremih (09. 12. 1999 in 27. 08. 2001) in srednjih vrednostih nivoja podtalnice in temperature (19. 03. 2001).

### **3.3.2 Inkubacija neporušenih vzorcev za sledenje tvorbe N<sub>2</sub>O (denitrifikacije) in sproščanja CO<sub>2</sub> (neto mineralizacije organskega ogljika)**

Vzorce tal smo inkubirali v neprodušno zaprtih PVC valjih, fiksiranih na stojala (slika 2). Z akvarijsko črpalko smo v vsakem valju posebej ustvarili zaprt plinski krogotok. Iz valja smo odvzeli 10 % zračnega volumna in ga nadomestili z acetilenom iz jeklenke. Podoben postopek inkubacije opisujejo Benckeiser in sod. (1995), Mosier in Klemedtsson (1994) ter Malone in sod. (1998). Dodatek acetilena v vzorec pomeni začetek inkubacije (čas 0). Ker po 118 urah inkubacije nismo zaznali tvorbe N<sub>2</sub>O, smo inkubacijo nadaljevali ob spremenjenih pogojih. Vzorce smo prepihavali 50 min z vlažnim zrakom in ponovno dodali 10 % v/v acetilena ter dodali raztopino KNO<sub>3</sub> (100 µg(KNO<sub>3</sub>-N)/g suhih tal) v 10 mL vode. Druga inkubacija je trajala 326 ur.



Slika 2: Inkubacija neporušenih vzorcev barjanskih tal v PVC valjih, ki smo jih izdelali za ta namen (vir J. Hacin).



### 3.4 ANALIZNE METODE

#### 3.4.1 Ekstrakcija mineralnih oblik dušika s KCl

Po koncu inkubacije (0., 3., 7., 14. in 21. dan) potopljenih zračno suhih vzorcev (3.3.1) smo v epruvete dodali 2 M KCl (7,5 g KCl/50 mL) in vzorce 1 uro stresali na stresalniku. Po končanem stresanju smo počakali, da so se delci tal posedli, in nato 5 mL tekočine prelili v plastične epruvete in jih do analize hranili pri  $-20^{\circ}\text{C}$ . Koncentracijo mineralnega dušika ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in  $(\text{NO}_3^-+\text{NO}_2^-)\text{-N}$ ) v tleh smo določili z Autoanalizatorjem II (Technicon, ZDA) in rezultate izrazili v  $\mu\text{g N/g}$  z. s. tal. Iz znanih podatkov o gostoti tal smo vrednosti  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  oz.  $(\text{NO}_3^-+\text{NO}_2^-)\text{-N}$  iz  $\mu\text{g N/g}$  tal preračunali v  $\mu\text{g N/cm}^3$  tal. Rezultati za ugotavljanje kapacitete za denitrifikacijo in kapacitete za neto amonifikacijo so zbrani v Prilogah C.

Po enakem postopku smo za ugotavljanje sezonske dinamike dušika ekstrahirali indigene koncentracije mineralnega dušika iz vzorcev tal, ki so bili pobrani v obdobju treh let.

#### 3.4.2 Določanje trenutne vlažnosti v neporušenem vzorcu tal

Trenutno vlažnost (% WHC) v času vzorčenja smo določili v dveh ponovitvah za vsak tip tal. Vzorce smo v PVC valjih sušili pri  $60^{\circ}\text{C}$  do konstantne mase (4 dni). Iz razlike v masi vzorcev pred sušenjem in po njem smo določili maso vode v vzorcih. Iz mase vode v vzorcih tal in pripadajočih volumnov vzorcev ter kapacitete tal za zadrževanje vode smo izračunali % zasičenosti z vodo (% WHC). Rezultati so prikazani v Prilogi D1.

#### 3.4.3 Določanje volumna zračnih por v tleh

Volumen zračnih por v tleh smo določili za izračun koncentracije  $\text{N}_2\text{O}$  in  $\text{CO}_2$  v plinski fazi (3.4.4). Volumen zračnih por smo določili v reprezentativnem vzorcu za vsak tip tal tako, da smo vzorec v PVC valju zasitili z vodo, ki smo jo počasi dolivali z merilnim valjem. Predpostavili smo, da je volumen porabljene vode ustrezen približek volumnu zračnih por v tleh.

### 3.4.4 Merjenje N<sub>2</sub>O in CO<sub>2</sub> s plinsko kromatografijo

Na plinskem kromatografu Becker Packard Model 417 smo merili kumulativno koncentracijo CO<sub>2</sub> in N<sub>2</sub>O, ki sta nastala med prvo (118 ur) in drugo (326 ur) inkubacijo. Kromatograf je bil opremljen s kolono Porapak-Q (1,8 m x 1/8 inch) in z detektorjem za termalno prevodnosti (TCD). Kot nosilni plin smo uporabili helij s pretokom 20 mL/min. Temperatura kolone je bila 50 °C, injektorja in detektorja pa 80 °C. Pri teh pogojih je bil zadrževalni čas (RT) za N<sub>2</sub>O 1,62 min in za CO<sub>2</sub> 0,52 min. Kromatograf smo pred vsako uporabo umerili z znanimi koncentracijami N<sub>2</sub>O (1 %) in CO<sub>2</sub> (0,04 %). Plinsko zmes smo iz PVC valjev zajemali z brizgalko, opremljeno z zapornim ventilom tako, da smo z iglo prebodli gumijasto tesnilo na pokrovu PVC valja in plinsko zmes pred odvzemom vzorca (0,2 mL) z večkratnimi brizgi premešali.

Iz meritev N<sub>2</sub>O in CO<sub>2</sub> izračunamo celotno količino nastalih plinov po formuli (Mosier in Klemetsson, 1994), kjer upoštevamo tudi topnost plinov v tekoči fazi:

$$M = C_g \cdot (V_g + V_l \cdot \alpha),$$

kjer je:

M - celotna količina N<sub>2</sub>O in CO<sub>2</sub> v posodi (mL),

C<sub>g</sub> - izmerjena koncentracija N<sub>2</sub>O in CO<sub>2</sub> v plinski fazi (%),

V<sub>g</sub> - volumen plinske faze (= volumen zračnih por v tleh + volumen zraka nad tlemi) (mL),

V<sub>l</sub> - volumen tekoče faze (=volumen vode v tleh + dodatek 10 mL vode pri drugi inkubaciji) (mL),

α - Bunsenov koeficient topnosti plinov, ki je pri 25 °C za N<sub>2</sub>O 0,54 (Tiedje, 1994) in za CO<sub>2</sub> 0,75 (Stopar in Mahne, 1999).

Od skupne koncentracije CO<sub>2</sub> smo vsakokrat odšteli začetni delež atmosferskega CO<sub>2</sub> (0,04 %). Rezultate smo najprej izrazili v µg N<sub>2</sub>O-N/g suhih tal oz. v µg CO<sub>2</sub>-C/g suhih tal in jih nato preračunali v µg/cm<sup>3</sup> tal. Rezultati meritev emisij plinov so podane v Prilogah D2 in D3.

### **3.4.5 Statistika**

Vse meritve sezonske dinamike mineralnega dušika smo naredili v dveh ponovitvah, vse inkubacijske študije na porušeni in neporušeni vzorci pa v treh ponovitvah.

Povprečja in standardne odklone smo izračunali s programom Microsoft Excel Millennium Professional.

## 4 REZULTATI\*

### 4.1 SEZONSKA DINAMIKA MINERALNEGA DUŠIKA V PORUŠENIH ZRAČNO SUHIH VZORCIH TAL

Dinamiko mineralnega dušika smo zasledovali z ekstrakcijo mineralnih oblik dušika ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ) iz zračno suhih vzorcev tal, pobranih na 4 poskusnih parcelicah (HC-HW, HC-LW, LC-HW, LC-LW) iz treh globin (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm). Vse vrednosti mineralnih oblik dušika so podane v  $\mu\text{g(N)}/\text{cm}^3$  tal. Rezultati trinajstih vzorčenj v obdobju 3 let so predstavljeni skupaj s podatki o nivoju podtalnice, s podatki o temperaturi zraka v času vzorčenja in s podatki o kumulativah padavin v tednu pred vzorčenjem.

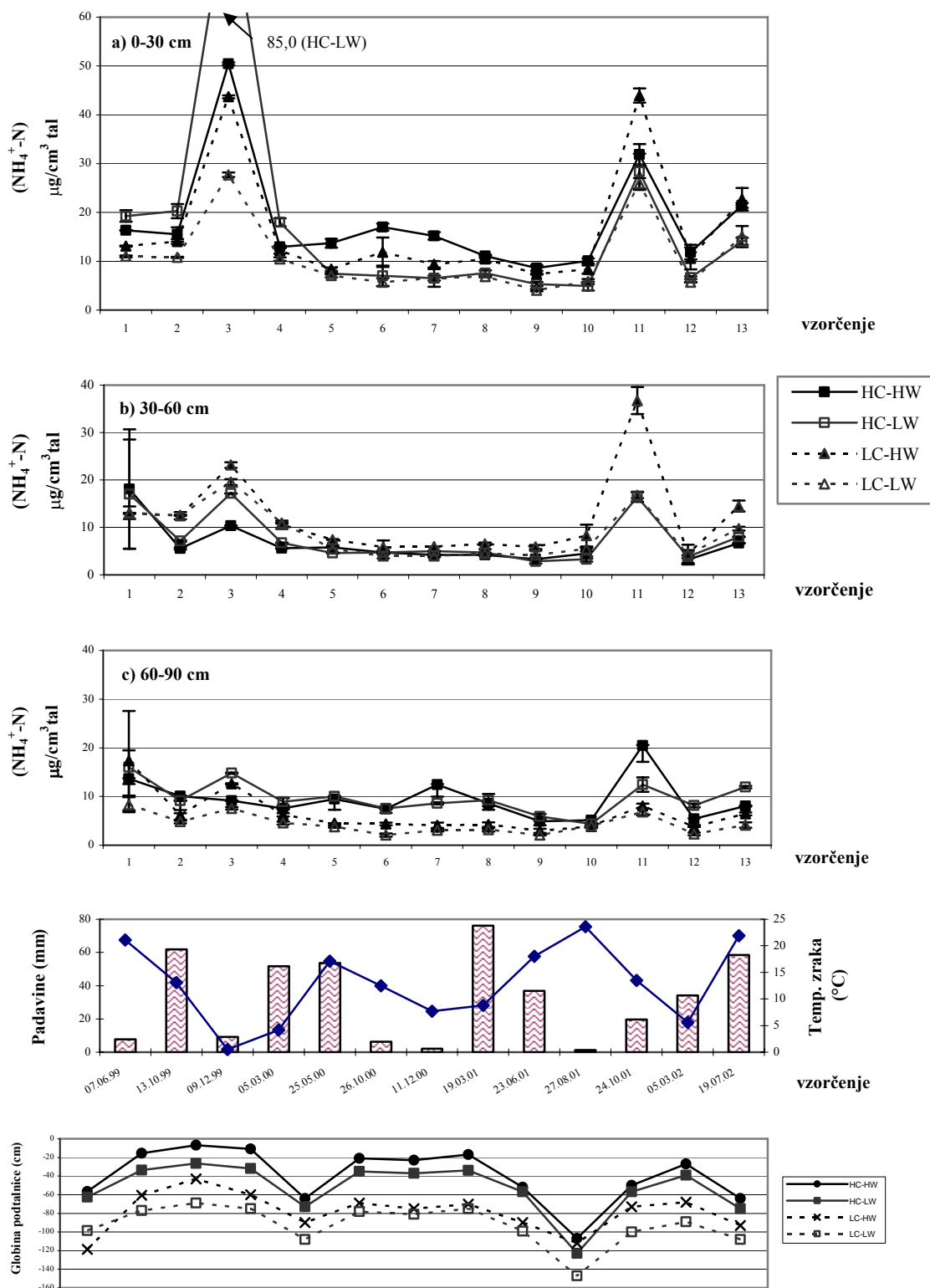
#### 4.1.1 Sezonska dinamika amonijskega dušika ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )

Sezonska dinamika  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  je predstavljena na sliki 3. Količina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  je večja v vrhnjem sloju tal (0-30 cm), kjer se giblje v območju  $5\text{-}20 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ , in manjša v spodnjih slojih (30-60 in 60-90 cm), kjer je v območju  $5\text{-}15 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ . Slika 3 kaže, da je količina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  na 4 parcelicah v posamezni globini konstantna, z izjemo dveh obdobj vzorčenja (09. 12. 1999 in 24. 10. 2001), ko je bila količina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  večja.

Iz slike 3 je razvidno, da so 09. 12. 1999 velike vrednosti  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  povezane z dvigom podtalnice in padcem temperature v obdobju do vzorčenja. V tem obdobju je bila v globini 0-30 cm na vseh 4 parcelicah količina amonijskega dušika večja od  $25 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ , v organskih tleh (HC-HW in HC-LW) pa se je celo akumulirala največja količina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  v 3 letih. V globini 30-60 cm se je akumuliralo v organsko mineralnih tleh (LC-HW, LC-LW) in HC-LW tleh več kot  $15 \mu\text{g}(\text{NH}_4^+\text{-N})/\text{cm}^3$ , medtem ko je v spodnjem sloju tal (60-90 cm) količina akumuliranega  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  v območju  $5\text{-}15 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ .

---

\* Splošna opomba: Trditev o (ne)različnosti dveh vrednosti strogo vzeto predpostavlja določitev statistično signifikantne (ne)različnosti. V okviru tega dela smo se zadovoljili z oceno, ki je posledica podatkov o natančnosti (standardne) metode in upoštevanja velikega števila opravljenih meritev in podatkov iz literature.

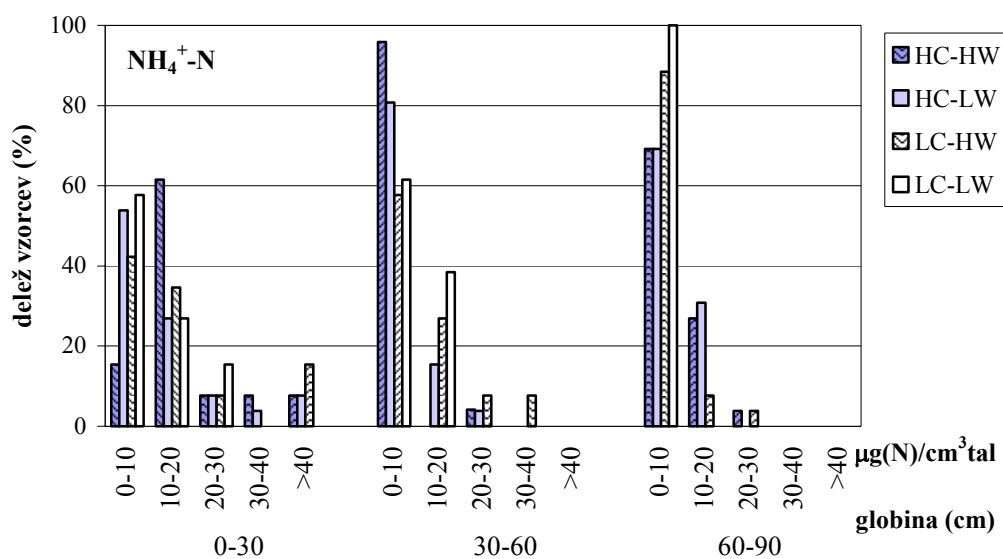


Slika 3: Vsebnost amonijskega dušika ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) v porušenih zračno suhih vzorcih barjanskih tal v obdobju 1999-2002. Termini vzorčenja so izbrani glede na nivo podtalnice in glede na temperaturo zraka.

Velike vrednosti  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  smo izmerili tudi 24. 10. 2001 in so, kot kaže slika 3, povezane z dvigom podtalnice po močni avgustovski suši, pri čemer je treba dodati, da je bila podtalnica novembra 2001 nižja kot v enakem obdobju v preteklih dveh letih. V vrhnjem sloju (0-30 cm) je bila na vseh 4 parcelicah količina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  večja od  $25 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ . V globini 30-60 cm z večjo vsebnostjo akumuliranega  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  izstopajo LC-HW, v globini 60-90 cm pa HC-HW tla.

Vpliv količine organskega C na akumulacijo  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  je prav tako prikazan na sliki 3. V globini 0-30 in 60-90 cm se kaže trend večje akumulacije  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  v organskih (HC) kot v organsko mineralnih (LC) tleh, medtem ko je v srednjem sloju (30-60 cm) ravno obratno. Iz slike 3 je prav tako razvidno, da se je v vrhnjem sloju od začetka (07. 06. 99) do sredine (11. 12. 00) triletnega obdobja več  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  akumuliralo v organskih tleh (HC), medtem ko so do konca študije (19. 07. 02) razlike med HC in LC tlemi postale neznačilne.

V vrhnjem sloju tal (0-30 cm) smo največje vrednosti  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ugotovili na parcelicah z visoko podtalnico, tako na organskih (HC-HW) kot na organsko mineralnih tleh (LC-HW). Enak trend (HW>LW) velja za LC tla tudi v večjih globinah (30-60 in 60-90 cm), medtem ko so tam razlike med organskimi tlemi z visoko (HC-HW) in nizko podtalnico (HC-LW) neznačilne.



Slika 4: Delež vzorcev iz posameznih poskusnih parcelic po rangih koncentracij  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  v treh globinah. Obravnavali smo 26 vzorcev (13 terminov v dveh ponovitvah) za vsako poskusno parcelico,  $N=26$  (=100 %).

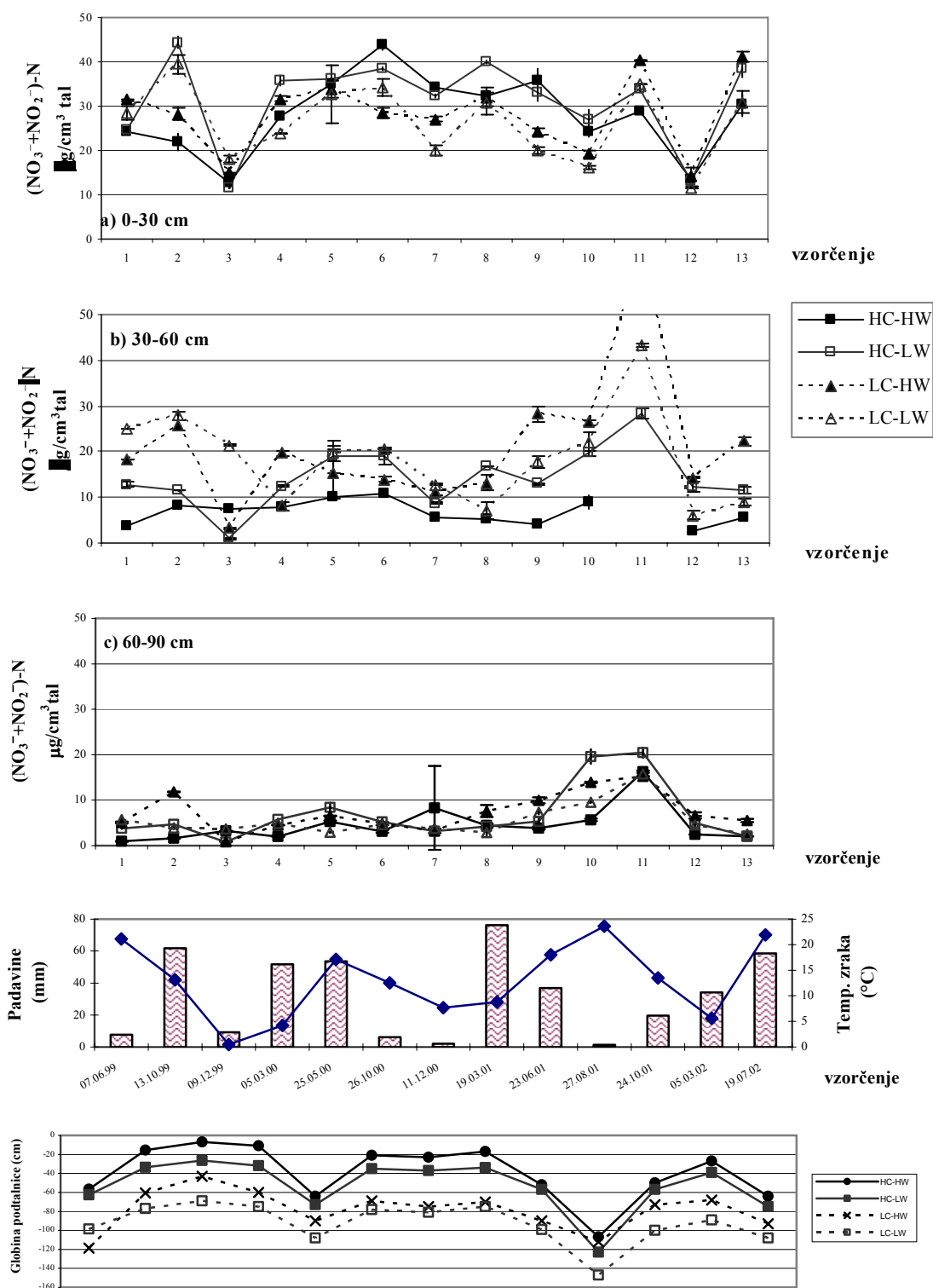
Relativno večja vsebnost  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  v zgornjem sloju tal (0-30 cm) v primerjavi z globljimi sloji (30-60, 60-90 cm) je razvidna iz slike 4. Na vseh štirih poskusnih parcelicah je med 77 in 85 % vseh vzorcev do globine 30 cm v območju od 0-20  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ , medtem ko je večina (60-100 %) vzorcev iz globine 30-90 cm v območju 0-10  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ .

#### 4.1.2 Sezonska dinamika nitratnega in nitritnega dušika ( $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ )

Sezonska dinamika  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  je predstavljena na sliki 5. Količina  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  je največja (20-40  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ ) v vrhnjem sloju tal (0-30 cm) in z globino pada. V globini 30-60 cm je količina  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v območju 5-30  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ , v spodnjem sloju (60-90 cm) pa 0-10  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ . Slika 5 kaže, da količina  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  na 4 parcelicah v slojih 0-60 cm niha, medtem ko so vrednosti v spodnjem sloju (60-90 cm) bolj konstantne. Za termina 09. 12. 1999 in 05. 03. 2002 so posebno značilne majhne, za termina 27. 8. 2001 in 24. 10. 2001 pa velike vrednosti.

Iz slike 5 je razvidno, da so majhne vsebnosti  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  povezane z dvigom podtalnice in padcem temperature v obdobju do vzorčenja. V obeh terminih, 09. 12. 1999 in 05. 03. 2002, je bila v globini 0-30 cm vrednost  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  najmanjša tako v HC kot v LC tleh. Vpliv visoke podtalnice in nizke temperature na vrednost  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  je navidezno manjši v globljih slojih, saj smo v srednjem sloju (30-60 cm) izmerili majhne vrednosti samo še v HC-LW in LC-HW tleh. V spodnjem sloju (60-90 cm) ni bilo zaznati bistvenih zmanjšanj  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ .

Naslednji sezonski ekstrem smo zabeležili 27. 08. 2001, ko je bila višina podtalnice zaradi suše več kot 100 cm pod površjem. Po velikih vrednostih  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  izstopajo predvsem nižji sloji (30-90 cm), kjer smo izmerili izjemno velike vrednosti  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  tudi 24. 10. 2001, ko smo po močni avgustovski suši na poskusnem polju zabeležili nižji nivo podtalnice kot v enakem obdobju v preteklih dveh letih. Rezultati na sliki 5 kažejo, da je količina  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v globini 0-30 cm (20-40  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ ) do dvakrat tolikšna kot količina  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v sloju 30-60 cm in štirikrat tolikšna kot količina  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v sloju 60-90 cm.



Slika 5: Vsebnost nitratnega in nitritnega dušika ( $\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}$ ) v porušenih zračno suhih vzorcih barjanskih tal v obdobju 1999-2001. Termini vzorčenja so izbrani glede na nivo podtalnice in glede na temperaturo zraka. Ni podatka za količino akumuliranega ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ )-N v HC-HW tleh iz globine 30-60 cm na dan 24. 10. 2002.

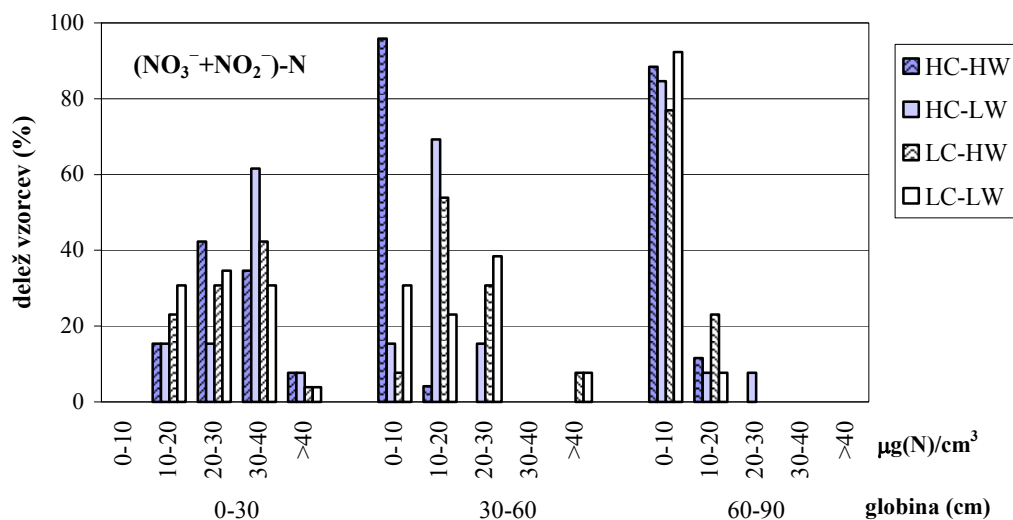


Slika 5 kaže tudi vpliv vsebnosti organskega C na akumulacijo  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ . V globini 0-30 cm se kaže trend večje akumulacije  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v organskih (HC) kot v organsko mineralnih (LC) tleh, medtem ko je v srednjem sloju (30-60 cm) trend ravno obraten. Na sliki 5 vidimo, da v spodnjem sloju (60-90 cm) količina organskega C nima bistvenega vpliva na akumulacijo  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ .

Rezultati na sliki 5 kažejo, da je v celotnem profilu tal (0-90 cm) količina  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v organskih tleh večinoma večja na parcelicah z nižjo podtalnico kot na parcelicah z višjo podtalnico ( $\text{HC-LW} > \text{HC-HW}$ ). V organsko mineralnih tleh pa je v vrhnjem in spodnjem sloju tal (0-30 in 60-90 cm) trend ravno obraten, saj je prišlo do večje akumulacije  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  na parcelicah z višjo kot z nižjo podtalnico ( $\text{LC-HW} > \text{LC-LW}$ ). Iz slike 5 je tudi razviden trend, da je v srednjem sloju (30-60 cm) organsko mineralnih tal v prvi polovici triletnega obdobja nastala večja količina  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  na parcelici z nižjo kot na tisti z višjo podtalnico ( $\text{LC-LW} > \text{LC-HW}$ ), za drugo polovico velja ravno obratno ( $\text{LC-LW} < \text{LC-HW}$ ).

V nalogi nas je zanimala tudi povezava med vrednostmi  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v posamezni globini v odvisnosti od višine podtalnice. Pričakovali bi, da se bodo z večjo prezračenostjo tal oz. nižjo višino podtalnice vrednosti  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v tleh povečale. Iz rezultatov (Prilogi A1 in A2), nismo ugotovili značilne medsebojne odvisnosti med vrednostmi  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  in višino podtalnice.

Relativno večja vsebnost  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v zgornjem sloju tal (0-30 cm) v primerjavi z globljimi sloji (30-60, 60-90 cm) je razvidna iz slike 6. Na vseh štirih poskusnih parcelicah je med 66 in 77 % vseh vzorcev do globine 30 cm v območju od 20-40  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ , medtem ko je večina (77-92 %) vzorcev iz globine 60-90 cm v območju 0-10  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ . Kot kaže slika 6, so za srednji sloj (30-60 cm) značilne večje razlike med 4 parcelicami.

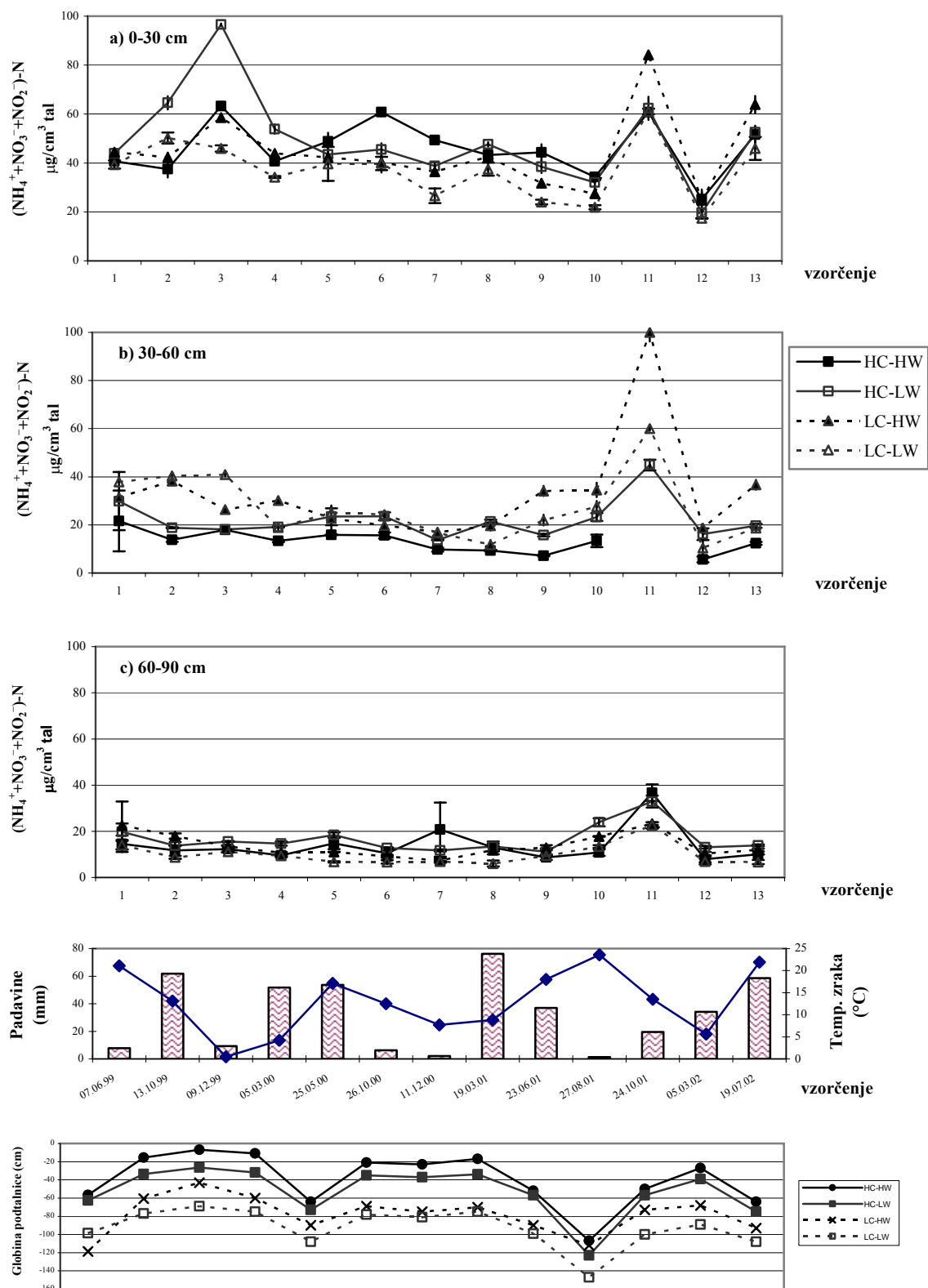


Slika 6: Delež vzorcev iz posameznih poskusnih parcelic po rangih koncentracij  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v treh globinah. Obravnavali smo 26 vzorcev (13 terminov v dveh ponovitvah) za vsako poskusno parcelico,  $N=26$  (=100 %).

#### 4.1.3 Sezonska dinamika mineralnih oblik dušika (Nmin)

Sezonska dinamika Nmin je predstavljena na sliki 7. Količina Nmin je največja (30-60  $\mu\text{g/cm}^3$ ) v vrhnjem sloju tal (0-30 cm) in z globino pada. V globini 30-60 cm je količina Nmin v območju 10-40  $\mu\text{g/cm}^3$ , v spodnjem sloju (60-90 cm) pa 5-20  $\mu\text{g/cm}^3$ . Za termine vzorčenja 09. 12. 1999, 27. 08. 2001 in 24. 10. 2001 so posebno značilne velike, za termin 05. 03. 2002 pa majhne vrednosti Nmin.

Iz slike 7 je razvidno, da smo veliko vsebnost Nmin na polju izmerili v sezonskih ekstremih, in sicer pri visoki podtalnici in nizki temperaturi (09. 12. 1999), nizki podtalnici in visoki temperaturi (27. 08. 2001) ter visoki podtalnici in zmerni temperaturi (24. 10. 2001). Z izjemno velikimi vrednostmi Nmin izstopa termin 24. 10. 2001, ko smo na parcelici LC-HW v globini 30-60 cm (100  $\mu\text{g/cm}^3$ ) izmerili večjo (za 20 %) količino Nmin kot v vrhnjem sloju (0-30 cm) tal in petkrat večjo količino Nmin kot v globini 60-90 cm. Slika 7 kaže, da smo v naslednjem vzorčnem obdobju (05. 03. 2002) na polju v vseh globinah in na vseh 4 parcelicah izmerili količine Nmin, ki so bile med manjšimi v obdobju treh let.

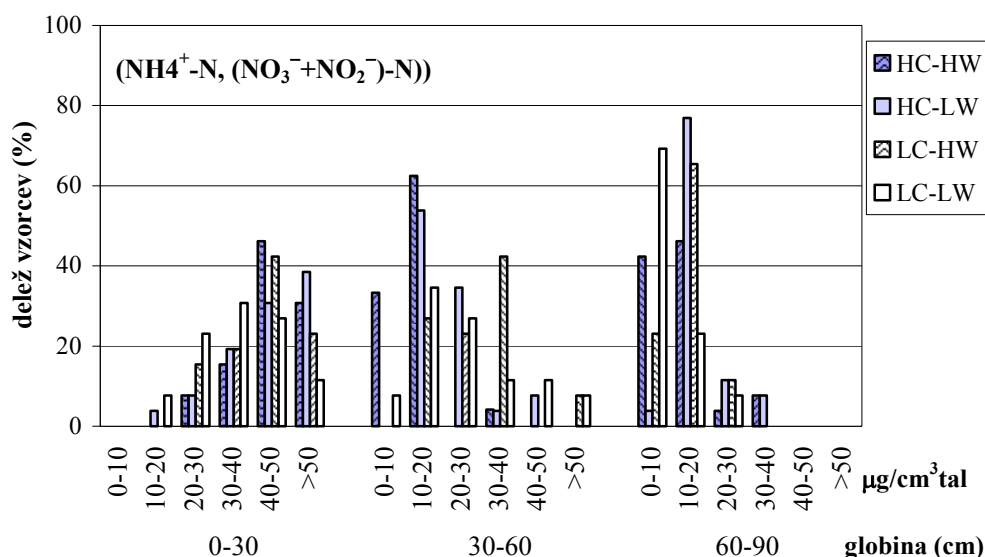


Slika 7: Vsebnost mineralnih oblik dušika ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ ) v porušenihih zračno suhih vzorcih barjanskih tal v obdobju 1999-2002. Termini vzorčenja so izbrani glede na nivo podtalnice in glede na temperaturo zraka.

Rezultati na sliki 7 kažejo, da so v obdobju treh let, z izjemo sezonskih ekstremov, razlike v akumulaciji N<sub>min</sub> med parcelicami z različno vsebnostjo organskega C (HC in LC) v celotnem profilu tal (0-90 cm) velikokrat majhne. Kljub temu je iz slike 7 razviden trend, da se v vrhnjem in spodnjem sloju (0-30 in 60-90 cm) več N<sub>min</sub> akumulira v organskih (HC) kot v organsko mineralnih tleh (LC), medtem ko je v srednjem sloju (30-60 cm) ravno obratno.

Prav tako lahko iz slike 7 razberemo, da je količina N<sub>min</sub> v vrhnjem sloju (0-30 cm) večinoma večja na parcelicah z visoko podtalnico, tako na organskih (HC-HW) kot na organsko mineralnih tleh (LC-HW). Enak trend (HW>LW) velja za LC tla tudi v spodnjih globinah (30-60 in 60-90 cm), medtem ko se v HC tleh trend obrne (HW<LW).

Relativno večja vsebnost N<sub>min</sub> v zgornjem sloju tal (0-30 cm) v primerjavi z globljimi sloji (30-60, 60-90 cm) je razvidna iz slike 8. V globini 0-30 cm je na vseh štirih poskusnih parcelicah večina vzorcev (69-92 %) v območju nad 30 µg/cm<sup>3</sup>, medtem ko je večina vzorcev (81-92 %) iz globine 60-90 cm v območju 0-20 µg/cm<sup>3</sup>. Za srednji sloj (30-60 cm) pa so značilne večje razlike med 4 parcelicami. Slika 8 kaže, da smo v srednjem sloju v LC tleh večkrat izmerili večje vrednosti N<sub>min</sub> kot v HC tleh.



Slika 8: Delež vzorcev iz posameznih poskusnih parcelic po rangih koncentracij (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup>+NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)-N v treh globinah. Obravnavali smo 26 vzorcev (13 terminov v dveh ponovitvah) za vsako poskusno parcelico, N=26 (=100 %).

## 4.2 KAPACITETA ZA DENITRIFIKACIJO V PORUŠENIH VZORCIH TAL

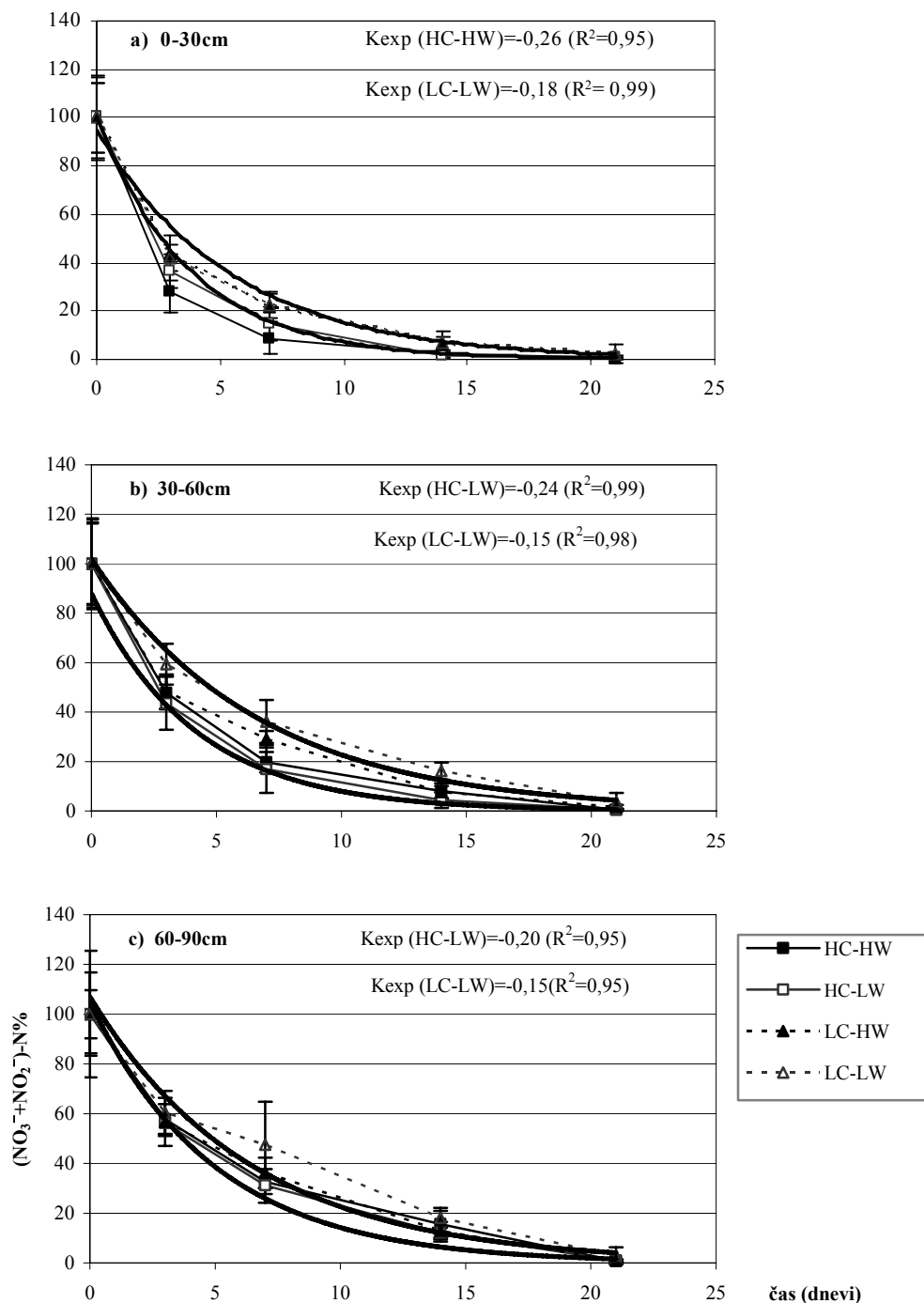
Kapaciteto tal za denitrifikacijo smo sledili z merjenjem  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v porušениh vzorcih tal, ki smo jih vzorčili pri različnih nivojih podtalnice, in sicer 09. 12. 1999, 19. 03. 2001 in 27. 08. 2001. Med vzorci različnih terminov ni bilo značilnih razlik (Priloga B), zato smo za vsa štiri obravnavanja tal (poskusne parcelice) iz posamezne globine izračunali povprečje vseh treh terminov. Vrednosti  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ , ki so prikazane na sliki 9, so podane v odstotkih začetne količine dodanega  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  ( $100\% = 100 \mu\text{g}(\text{NO}_3^- \text{-N})/\text{g tal}$ ).

V vseh štirih obravnavanjih tal v globini 0-30 cm se začetna vrednost  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  s časom inkubacije manjša (slika 9a) in se v 21 dneh skoraj v celoti porabi. Največji delež, od  $56 \pm 3$  do  $72 \pm 9\%$ , začetnega  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ , se je porabil v prvih treh dneh inkubacije, medtem ko je bilo 7. dan porabljenega že od  $78 \pm 5$  do  $91 \pm 7\%$   $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  (Priloga C1). Manjšanje začetnih vrednosti  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  najbolje opišemo z naravno eksponentno funkcijo. V HC-HW tleh je hitrost manjšanja povprečnih vrednosti  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  največja ( $k = -0,26$ ), medtem ko je v LC-LW najmanjša ( $k = -0,18$ ), čeprav ob upoštevanju standardnih odklonov od povprečnih vrednosti ne moremo govoriti o statistično značilnih razlikah med štirimi variantami tal.

Začetna vrednost  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  se podobno kot v zgornjem sloju tal tudi v globini 30-60 cm eksponentno manjša s časom inkubacije (slika 9b) in se v 21 dneh skoraj v celoti porabi. V prvih treh dneh inkubacije se je porabilo od  $41 \pm 8$  do  $56 \pm 11\%$  začetnega  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ , kar predstavlja manjši delež kot v globini 0-30 cm. Prav tako smo v primerjavi z globino 0-30 cm izmerili manjše vrednosti tudi na 7. dan inkubacije (Priloga C1). Hitrost porabe  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  v vseh štirih variantah tal, med katerimi ni statistično značilnih razlik, dobro opišeta eksponentni krivulji ( $k = -0,24$  in  $k = -0,15$ ).

Iz slike 9c je razvidno, da se začetna vrednost  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  tudi v globini 60-90 cm manjša v vseh štirih variantah tal in se v 21 dneh skoraj v celoti porabi. Hitrost porabe začetnih vrednosti  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  je manjša v primerjavi z zgornjima slojema tal (0-

60 cm), saj smo 3., 7. in 14. dan inkubacije izmerili manjše deleže porabljenih začetnih vrednosti (Priloga C1). Hitrost porabe ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ )-N na štirih poskusnih parcelicah v globini 60-90 cm, med katerimi ni značilnih razlik, opišeta eksponentni krivulji ( $k = -0,20$  in  $k = -0,15$ ).



Slika 9: Hitrost denitrifikacije v potopljenih porušjenih vzorcih tal med 21-dnevno inkubacijo. Prikazane so regresijske krivulje za najhitrejši (HC-HW/LW) in najpočasnejši (LC-LW) vzorec.

#### 4.3 KAPACITETA ZA NETO AMONIFIKACIJO V ANAEROBNIH RAZMERAH V PORUŠENIH VZORCIH TAL

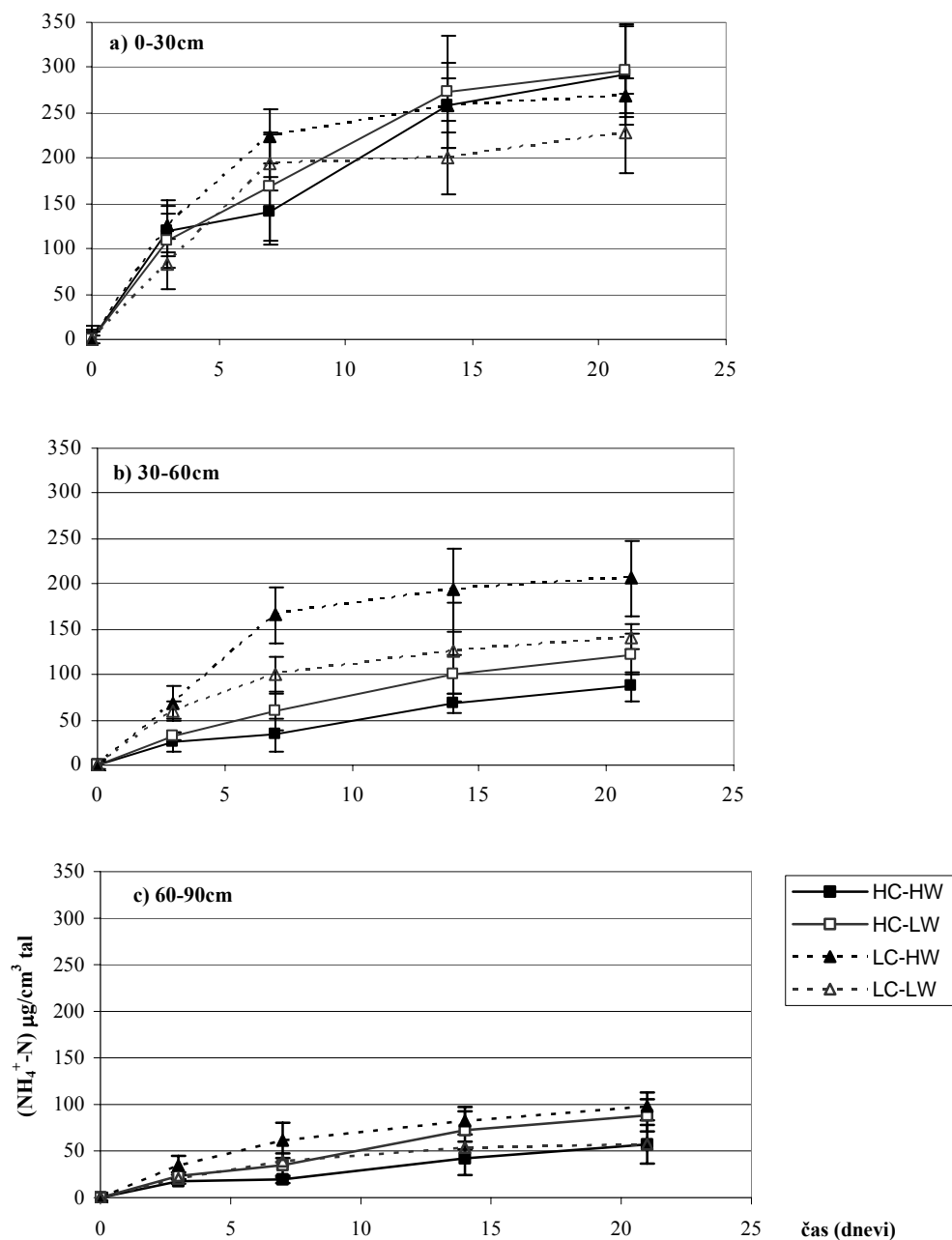
Kapaciteto za neto amonifikacijo v anaerobnih razmerah smo zasledovali z ekstrakcijo  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  iz porušenih vzorcev tal, ki smo jih vzorčili ob sezonskih ekstremih 09. 12. 1999, 19. 03. 2001 in 27. 08. 2001. Med vzorci različnih terminov ni bilo statistično značilnih razlik (Prilogi B), zato smo za vsako varianto in globino tal izračunali povprečje vseh treh terminov. Povprečne vrednosti amonijskega dušika so podane v  $\mu\text{g}(\text{NH}_4^+\text{-N})/\text{cm}^3$  tal (slika 10).

V vrhnjem sloju (0-30 cm) je v 21 dneh inkubacije v vseh 4 variantah tal (HC-HW, HC-LW, LC-HW in LC-LW) nastalo od  $228 \pm 44$  do  $296 \pm 51$   $\mu\text{g}(\text{NH}_4^+\text{-N})/\text{cm}^3$  tal (slika 10a). Največjo količino akumuliranega  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  smo izmerili v organskih tleh z nizko podtalnico (HC-LW), najmanjšo količino  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  pa v LC-LW, čeprav o statistično značilnih razlikah med variantami tal ne moremo govoriti. Iz slike 10a je razviden trend, da količina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do 7. dne inkubacije hitreje narašča v organsko mineralnih (LC) kot organskih (HC) tleh. 7. dan inkubacije je bilo v LC tleh akumuliranega že od 83 do 86 % končnega  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , medtem ko ga je bilo v HC tleh od 49 do 57 %.

Slika 10b kaže, da je bila akumulirana količina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  v globini 30-60 cm (od  $87 \pm 17$  do  $206 \pm 41$   $\mu\text{g}/\text{cm}^3$  tal) manjša kot v vrhnjem sloju. Največjo vrednost  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  smo izmerili v organsko mineralnih tleh z visoko podtalnico (LC-HW). V primerjavi s slednjo je bila v LC-LW količina akumuliranega  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  značilno manjša. Nasprotno pa je bila v HC tleh kapaciteta za neto amonifikacijo večja v vzorcih z nižjo podtalnico ( $\text{HC-LW} > \text{HC-HW}$ ). Iz slike 10b je razvidno, da je bila do 7. dne akumulacija hitrejša v LC kot v HC tleh.

V globini 60-90 cm se je v 21 dneh inkubacije akumuliralo najmanj  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  v primerjavi z vrhnjima slojema (0-60 cm), in sicer od  $57 \pm 21$  do  $98 \pm 15$   $\mu\text{g}/\text{cm}^3$  tal (slika 10c). Količina organskega ogljika v HC in LC tleh ni vplivala na končno vrednost akumuliranega  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  v 21-dnevni inkubaciji. Slika 10c kaže, da je kapaciteta za neto amonifikacijo v HC tleh

večja pri nižji podtalnici (HC-LW>HC-HW), medtem ko je v LC tleh večja pri višji podtalnici (LC-HW>LC-LW).



Slika 10: Neto amonifikacija v potopljenih porušenih vzorcih tal med 21-dnevno inkubacijo. Podatki za akumulacijo amonijskega dušika so v Prilogi C2.



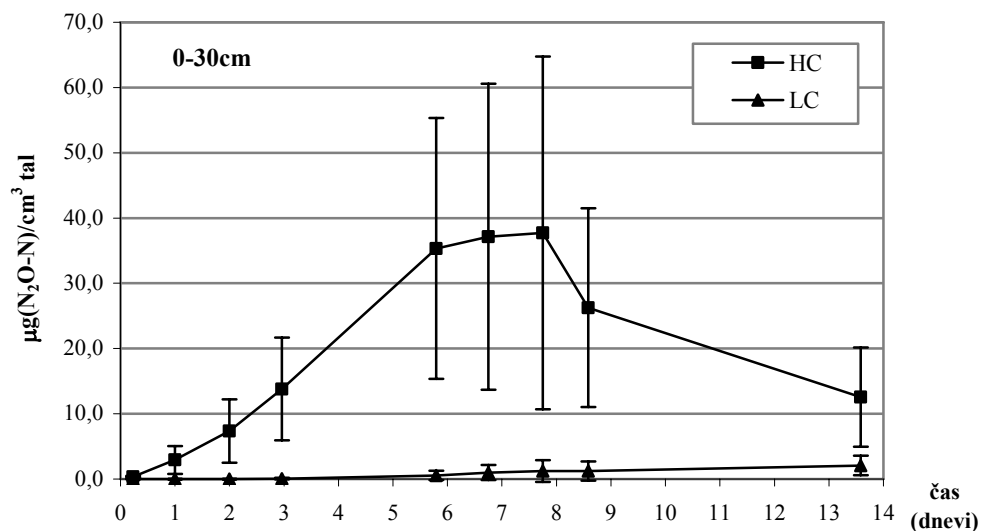
#### 4.4 DENITRIFIKACIJA IN RESPIRACIJA V NEPORUŠNIH VZORCIH TAL

V neporušenih vzorcih organskih (HC) in organsko mineralnih (LC) tal, ki so bila zasičena z vodo (Priloga D1), smo sledili evolucijo  $N_2O$ , ki ob uporabi acetilena v razmerah, ko nitrat ni limiten dejavnik, predstavlja mero za kapaciteto denitrifikacije. V istih vzorcih smo z merjenjem evolucije  $CO_2$  sledili tudi neto mikrobno aktivnost ali mikrobno respiracijo. Rezultati meritev evolucije  $N_2O$  in  $CO_2$  so prikazani v Prilogah D1 in D2 ter na slikah 11 in 12. Vse vrednosti emisij plinov so podane v  $\mu g/cm^3$  tal.

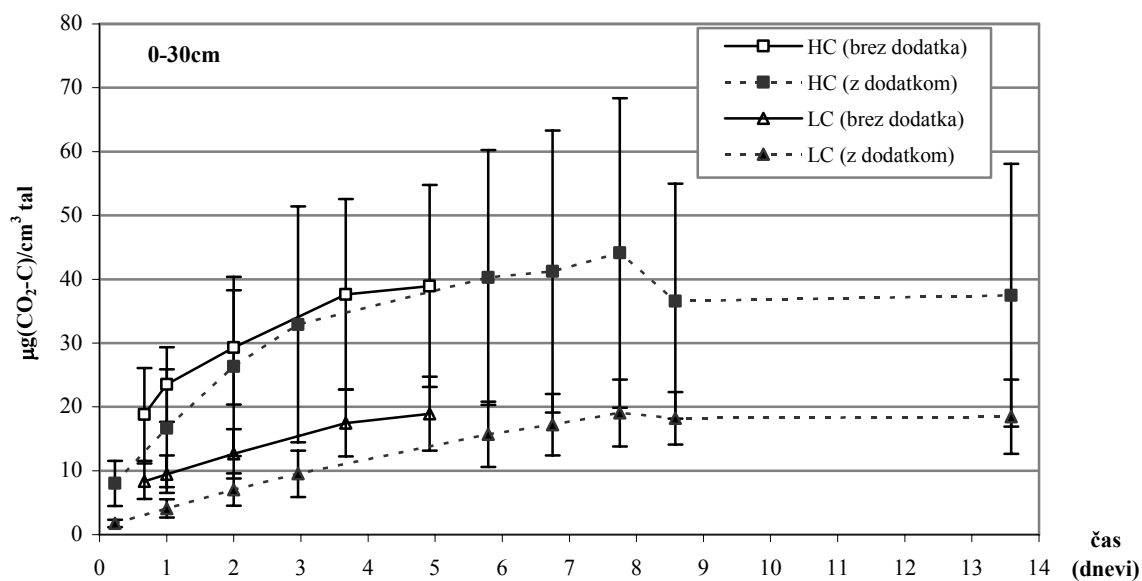
V petih dneh prve inkubacije nismo v nobenem vzorcu zaznali emisij  $N_2O$ , medtem ko smo med tipoma tal ugotovili veliko razliko v evoluciji  $CO_2$  (tj. neto mikrobni aktivnosti). V HC tleh smo po petih dneh inkubacije izmerili  $39 \pm 16 \mu g(CO_2-C)/cm^3$  tal, v LC tleh pa  $19 \pm 6 \mu g(CO_2-C)/cm^3$  tal (Priloga D3), kar je 51 % vrednosti  $CO_2-C$  iz HC tal.

Drugo inkubacijo smo začeli z dodatkom mineralnega N v obliki  $KNO_3-N$ . V HC tleh smo po 5,5 ure v vseh treh ponovitvah detektirali emisije  $N_2O-N$  in sicer  $0,4 \pm 0,1 \mu g/cm^3$  tal. V nasprotju s tem smo v LC tleh detektirali emisije  $N_2O-N$  komaj po 3 dneh inkubacije, in še to samo v eni od treh ponovitev. Emisija  $N_2O-N$  je v času 8 dnevne inkubacije naraščala v obeh tipih tal (slika 11). Osmi dan je povprečna vrednost  $N_2O-N$  v LC tleh predstavljala 3 % povprečne vrednosti  $N_2O-N$  v HC tleh. Na podlagi rezultatov smo ugotovili, da imajo organska tla (HC) večjo kapaciteto za denitrifikacijo kot organsko mineralna tla (LC).

Rezultati meritev emisij  $CO_2-C$  pa so pokazali, da so imela HC tla tudi med drugo inkubacijo večjo neto mikrobno aktivnost kot LC tla (slika 12). V organskih tleh (HC) smo v času druge inkubacije izmerili vrednosti nastalega  $CO_2-C$ , ki se niso bistveno razlikovale od detektiranih vrednosti prve inkubacije, kar pomeni, da dodatek  $KNO_3-N$  ni bistveno vplival na neto mikrobno aktivnost. Ravno obratno je opaziti v organsko mineralnih tleh (LC), kjer je, kot je razvidno iz slike 12, dodatek  $NO_3^- -N$  značilno zmanjšal respiracijo mikrobov (določili smo signifikantno manj  $CO_2$ ).



Slika 11: Evolucija N<sub>2</sub>O-N po dodatku KNO<sub>3</sub>-N v organskih (HC) in organsko mineralnih (LC) tleh.



Slika 12: Evolucija CO<sub>2</sub>-C v organskih (HC) in organsko mineralnih (LC) tleh med prvo in drugo inkubacijo.

## 5 RAZPRAVA IN SKLEPI

V nalogi smo preučevali vpliv količine organskega C in nivoja podtalnice na mikrobne transformacije N v dveh tipih tal nizkega barja. Mineralizacijo N smo zasledovali s sezonsko dinamiko amonijskega dušika (amonifikacijo) ter sezonsko dinamiko nitratnega in nitritnega dušika (nitrifikacijo) v organskih (HC) in organsko mineralnih tleh (LC) tleh, potencial za denitrifikacijo pa z inkubacijskimi študijami porušeni in neporušeni tal v anaerobnih razmerah v laboratoriju.

### 5.1 SEZONSKA DINAMIKA MINERALNEGA DUŠIKA NA POLJU

Za obdobje 3 let smo iz porušeni in posušeni šotni tal ekstrahirali mineralne oblike dušika ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ )-N)), ki odražajo neto vrednosti pretvorb N v obdobjih med vzorčenji. Neto mineralna vrednost N je razlika med celokupno količino mineraliziranega organskega N in količino imobiliziranega N, ki se ponovno vgradi v mikrobno biomaso (Janssen, 1996).

V naravnih razmerah nivo podtalnice v barjanskih tleh niha od 10 cm do 1,5 m pod površjem, v spodnjih slojih torej lahko prevladujejo anaerobne razmere, v katerih so procesi razgradnje organske snovi upočasnjeni. Zato so bili rezultati sezonske dinamike pričakovani, saj so pokazali, da se količina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ )-N z globino značilno zmanjšuje (slika 3 in 5), kar kaže na zmanjšano mikrobno mineralizacijo N vzdolž talnega profila. Tudi C/N razmerje, ki velja za oceno stopnje razgradnje organske snovi, postane z globino vse večje. Hacin in sod. (2001) navajajo, da je v vrhnjem sloju (0-30 cm) C/N razmerje približno 13, medtem ko je v spodnjem sloju (60-90 cm) 20.

Večina N (97-98 %) v tleh se nahaja v organski snovi, zato nas je v nalogi zanimal vpliv količine organskega C na neto mineralizacijo N. Ugotovili smo, da so, z izjemo sezonskih ekstremov, razlike v vsebnosti N<sub>min</sub> med parcelicami z visoko (HC) in nizko (LC) količino organskega C neznačilne (slika 7). Iz rezultatov lahko sklepamo, da je v obeh tipih tal dovolj lahko dostopnega organskega ogljika za potrebe mikrobov.

S pregrado na glavnem odvodnem jarku smo sezonsko nihanje podtalnice v obeh tipih tal na polovici poskusnega polja nad pregrado prenesli za 20-50 cm višje v talnem profilu (slika podtalnice). Želeli smo ugotoviti vpliv visoke in nizke podtalnice (HW in LW) na mikrobne pretvorbe dušika v dveh tipih tal (HC in LC). Na podlagi rezultatov (slika 7) sklepamo, da anaerobne razmere v HC tleh omejujejo mikrobno aktivnost, zato se kaže trend večje mineralizacije N pri nižji podtalnici v primerjavi z višjo. V LC tleh pa je ravno obratno, saj se kaže trend večje akumulacije Nmin pri visoki podtalnici kot pri nizki podtalnici. Pri nizki podtalnici (>80 cm pod površjem) prevladujejo v LC tleh izrazito sušne razmere, ki lahko vodijo v manjšo mikrobno mineralizacijo.

Dinamika  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  na polju pokaže, da k neto mineralizaciji N prispevajo tako aerobne kot anaerobne metabolne pretvorbe. V triletnem obdobju smo v tleh zabeležili večja nihanja vsebnosti  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  (slika 5). Rezultat je pričakovan, saj je nitrifikacija bolj občutljiva na spremembo vlažnosti tal kot amonifikacija (Paul in Clark, 1996), za katero veljajo tudi pri našem poskusu bolj konstantne vrednosti (slika 3).

Največja odstopanja  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$  od povprečnih vrednosti smo izmerili v sezonskih ekstremih. Pri visoki podtalnici pred vzorčenjem in pri nizki temperaturi (09. 12. 1999) smo velike vrednosti Nmin izmerili na račun amonifikacije, ki ni inhibirana zaradi nizkih zimskih temperatur (Williams, 1974), medtem ko je bila nitrifikacija najverjetneje inhibirana zaradi anaerobnih pogojev in nizkih temperatur (Paul in Clark, 1996). Drugi ekstrem smo zabeležili pri izjemno nizki podtalnici in visoki temperaturi zraka (27. 08. 2001). Takšne razmere spodbujajo nitrifikacijo, medtem ko akumulacija  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ne odstopa od povprečja. Po izjemno suhem poletju, ko je bila podtalnica 100 cm pod površje, smo jeseni (24. 10. 2001) pri visoki podtalnici pred vzorčenjem zabeležili še en ekstrem, za katerega so bile značilne izjemno velike vrednosti tako  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  kot  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ . Očitno so bile jeseni v tleh ugodni razmere tako za amonifikacijo kot nitrifikacijo. V literaturi lahko preberemo, da je nitrifikacija najhitrejša ravno jeseni in spomladi (Alexander, 1977; Paul in Clark, 1996). V naslednjem vzorčenju (05. 03. 2002) smo v vseh globinah, še posebej v vrhnjem sloju (0-30 cm), na vseh 4 parcelicah izmerili majhne vrednosti Nmin. Predpostavljamo, da je manjšanje vrednosti Nmin do obdobja vzorčenja posledica izgub dušika v podtalnico z izpiranjem in v zrak z denitrifikacijo.

Med pomembne sezonske dejavnike okolja, ki vplivajo na spremembo stopnje mineralizacije organske snovi v tleh, prištevamo povečano prisotnost O<sub>2</sub> v tleh. Aerobne razmere v tleh so lahko posledica izsuševanja oz. znižanja podtalnice. Na podlagi izjemno velikih vrednosti N<sub>min</sub> v sezonskih ekstremih predpostavljamo, da je nivo podtalnice na polju najpomembnejši dejavnik, ki pospeši mineralizacijo organskega N in hkrati v tleh ustvari ugodne razmere za denitrifikacijo.

## 5.2 DENITRIFIKACIJA V ŠOTNIH TLEH

V nalogi smo želeli ovrednotiti pojav denitrifikacije v šotnih tleh nizkega barja. Ker pa je merjenje na polju zelo zahteven in dolgotrajen proces, saj so zaradi spremenljivih razmer za denitrifikatorje značilna kratka ali dolga obdobja močne aktivnosti Knowles (1982), smo potencialne izgube N z denitrifikacijo v obeh tipih tal ocenili z inkubacijskimi poskusi.

### 5.2.1 Porušeni vzorci

Inkubacija porušanih vzorcev tal 4 parcelic je pokazala, da imajo šotna tla v globini 0-90 cm veliko kapaciteto za denitrifikacijo. Hitrost denitrifikacije je z globino manjša (slika 9), kar kaže, da je z večjo globino vsebnost organske snovi vse manjša, oz. da postaja le-ta težje dostopna (slika 10). Za denitrifikacijo v tleh so namreč v glavnem odgovorni heterotrofni mikroorganizmi (Alexander, 1977; Knowles, 1982; Paul in Clark, 1996), za katere je organska snov vir energije. Kljub razlikam v hitrosti potencialne denitrifikacije so tla v sloju 0-90 cm pokazala sposobnost hitre reduktivne pretvorbe dodanega nitrata (100 µg/g tal) v 15 do 21 dneh.

Ker je denitrifikacija vezana na organsko snov, nas je zanimal vpliv vsebnosti organskega C na denitrifikacijski potencial za dva tipa tal (HC in LC). Ugotovili smo, da med vzorci z veliko (HC) in majhno (LC) vsebnostjo organskega C ni statistično značilnih razlik, kar kaže na podobno dostopnost organskega C v tleh. Na dostopnost organske snovi smo lahko vplivali s sušenjem, mletjem in sejanjem tal, saj se, kot pravita Bundy in Meisinger (1994),

s tem oddaljimo od stanja in lastnosti šote v naravnih razmerah. S sušenjem se namreč poveča površina organske snovi v tleh, ki je tako bolj izpostavljena mikrobom, kar ima za posledico večjo mineralizacijo organske snovi. Lahko dostopno organsko snov v tleh predstavlja tudi masa odmrlih mikrobov (Williams in Sparling, 1988; Groffman in Tiedje, 1988).

Denitrifikacija je sicer vezana na anaerobne razmere v tleh, vendar lahko mikrobi preživijo tudi v aerobnih pogojih (Tiedje, 1994; Atlas in Bartha, 1998). Zanimalo nas je, kako višina podtalnice (HW, LW), kateri so bila izpostavljena tla na polju, vpliva na denitrifikacijski potencial, ki smo ga ugotavljali v porušeni vzorcih. Ugotovili smo, da med vzorci iz 4 parcelic (HC-HW, HC-LW, LC-HW, LC-LW) ni statistično značilnih razlik (slika 9), kar kaže na podobno zastopanost za denitrifikacijo sposobnih mikrobov pri visoki ali pri nizki podtalnici.

### 5.2.2 Neporušeni vzorci

Z analizo porušeni in posušeni vzorcev lahko dobimo nerealne rezultate, lahko namreč precenimo obseg mikrobni procesov v tleh, zato smo denitrifikacijski potencial preverili še v svežih neporušeni vzorcih z vlažnostjo (100 %WHC) tako v HC kot v LC tleh.

Rezultati so pokazali na značilne razlike med organskimi (HC) in organsko mineralnimi (LC) tlemi, tako v splošni mikrobni aktivnosti (slika 12), ki jo merimo s produkcijo CO<sub>2</sub>, kot v denitrifikacijskem potencialu (slika 11), ki ga merimo s produkcijo N<sub>2</sub>O pri inhibiciji redukcije N<sub>2</sub>O v N<sub>2</sub> z acetilenom. V HC tleh smo ugotovili dvakrat večjo splošno mikrobno aktivnost kot v LC tleh, medtem ko se je v LC tleh z denitrifikacijo sprostito le približno 3 % vrednosti N<sub>2</sub>O-N v HC tleh. Obstaja možnost, da smo obseg denitrifikacije v LC tleh podcenili, kajti zasičenost z vodo in vsebnost gline ovirata difuzijo acetilena do mest, kjer poteka denitrifikacija (Malone in sod., 1998).

Prav tako smo ugotovili, da je NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v preučevanih tleh limitni dejavnik denitrifikacije, saj brez dodatka nitrata denitrifikacije nismo zasledili niti v HC niti v LC tleh. Zato sklepamo, da je denitrifikacija v naravnih razmerah v obeh tipih tal omejena z majhno vsebnostjo (50-

100  $\mu\text{g(N)/g}$ , Knowles, 1982) in ne s potencialno dostopnim organskim C. Možnosti, da je do denitrifikacije v naravnih pogojih (tj. brez dodatka nitrata) vseeno prišlo, ne izključujemo, saj je lahko med inkubacijo nastalo nekaj vrednosti  $\text{N}_2\text{O-N}$  ( $<0,1 \mu\text{g}$ ) (Benckeiser in sod., 1995), ki je s TCD detektorjem nismo zaznali. Knowles (1990) tudi pravi, da lahko denitrifikacijo pri majhnih vsebnostih  $\text{NO}_3^-$  v tleh podcenimo zaradi nepopolne inhibicije  $\text{N}_2\text{O}$ -reduktaze z acetilenom.

### 5.3 SKLEPI

- Razlike v mineralizaciji organskega N v šotnih tleh z veliko vsebnostjo (HC) in majhno vsebnostjo (LC) organskega C so izrazite v sezonskih ekstremih (visoka podtalnica in nizka temperatura, nizka podtalnica in visoka temperatura).
- Pri visoki podtalnici in nizki temperaturi v tleh prevladuje amonifikacija (akumulacija  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), medtem ko pri nizki podtalnici in visoki temperaturi prevladuje proces nitrifikacije (akumulacija  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ).
- Mineralizacija N (tako amonifikacija kot nitrifikacija) je v vseh treh letih študije najintenzivnejša v vrhnjem sloju tal (0-30 cm).
- Denitrifikacijski potencial, izmerjen v porušeni vzorcih, je vzdolž profila vse manjši in hkrati je sposobnost tal (0-90 cm) za reduktivno pretvorbo dodanega nitrata (100  $\mu\text{g(N)/g}$  tal) velika (popolna denitrifikacija v 15 do 21 dneh).
- Mikrobna aktivnost, izmerjena kot produkcija  $\text{CO}_2$  in  $\text{N}_2\text{O}$  v neporušeni vzorcih tal, kaže značilno večjo potencialno aktivnost v organskih (HC) tleh kot v organsko mineralnih tleh (LC).
- V naravnih razmerah je v obeh tipih tal (HC in LC) omejujoč dejavnik za denitrifikacijo količina razpoložljivega  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  in ne količina lahko dostopnega organskega C (energije).

## 6 POVZETEK

Šotna barja so področja z največjo neto akumulacijo organske snovi, do katere prihaja zaradi zmanjšane razgradnje rastlinskih ostankov. Obseg in hitrost mineralizacije organske snovi v tleh sta odvisna od količine in dostopnosti organske snovi ter številnih dejavnikov okolja (vodno-zračni režim, pH, temperatura). V pretežno aerobnih razmerah v tleh sta produkta mineralizacije organskega dušika  $\text{NO}_3^-$  in  $\text{NO}_2^-$ , ki sta potencialna onesnaževalca podtalnice, medtem ko v pretežno anaerobnih razmerah nastajata ozonu škodljiv  $\text{N}_2\text{O}$  in iz organskega C toplogredni plin  $\text{CH}_4$ . Mikrobna mineralizacija šotnih tal je pospešena zaradi izsuševanja in kmetijske uporabe tal, kar ima za posledico posedanje in manjšanje plodnosti tal ter ponovno poplavljanje površin ob obilnem deževju. Z nihanjem nivoja podtalnice se v barjanskih tleh izmenjujejo aerobne in anaerobne razmere, kar vodi v intenzivno mineralizacijo organske snovi in denitrifikacijo.

V nalogi smo preučevali vpliv količine organskega C in nivoja podtalnice na mikrobne transformacije N v dveh tipih tal nizkega barja. Mineralizacijo N smo zasledovali s sezonsko dinamiko  $\text{NH}_4^+$ -N (amonifikacijo) ter  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ -N (nitrifikacijo) v organskih (HC) in organsko mineralnih tleh (LC) tleh. Potencialne izgube N z denitrifikacijo v obeh tipih tal pa smo ocenili z inkubacijskimi študijami porušeni in neporušeni tal v anaerobnih razmerah v laboratoriju.

Ugotovili smo, da so z izjemo sezonskih ekstremov razlike v vsebnosti N<sub>min</sub> med parcelicami z veliko (HC) in majhno (LC) vsebnostjo organskega C neznčilne. Zato sklepamo, da je v obeh tipih tal dovolj lahko dostopnega organskega ogljika za potrebe mikrobov. Vsebnost  $\text{NH}_4^+$ -N in  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ -N se z globino značilno zmanjšuje, kar kaže na zmanjšano mikrobno mineralizacijo N vzdolž talnega profila. Takšni rezultati so pričakovani, saj v spodnjih slojih prevladujejo anaerobne razmere, v katerih so procesi razgradnje organske snovi upočasnjeni. Dinamika  $\text{NH}_4^+$ -N in  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ -N na polju pokaže, da k neto mineralizaciji N prispevajo tako aerobne kot anaerobne metabolne pretvorbe. Največja odstopanja vsebnosti  $\text{NH}_4^+$ -N in  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ -N od povprečnih vrednosti smo izmerili v sezonskih ekstremih, in sicer: pri visoki podtalnici in nizki



temperaturi je prevladovala akumulacija  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , medtem ko je pri nizki podtalnici in visoki temperaturi prevladovala akumulacija  $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}$ .

Z inkubacijo porušениh vzorcev smo ugotovili, da ima denitrifikacijski potencial vzdolž talnega profila počasnejšo kinetiko, kar kaže, da se z globino količina organske snovi manjša oz. ta postaja težje dostopna. Kljub razlikam v hitrosti potencialne denitrifikacije so tla v sloju 0-90 cm pokazala sposobnost hitre reduktivne pretvorbe dodanega nitrata. Dodatek  $100 \mu\text{g}(\text{NO}_3^-\text{-N})/\text{g}$  tal je popolnoma mineraliziran v 15 do 21 dneh. Med tipoma tal, ki se razlikujeta v količini organskega C za 50 %, nismo ugotovili statistično značilnih razlik v kapaciteti za denitrifikacijo. Predpostavljamo, da smo na dostopnost organske snovi vplivali s sušenjem, mletjem in sejanjem tal. Prav tako nismo ugotovili statistično značilnih razlik med vzorci iz 4 parcelic (HC-HW, HC-LW, LC-HW, LC-LW), kar kaže na podobno zastopanost za denitrifikacijo sposobnih mikrobov pri visoki ali nizki podtalnici.

Rezultati inkubacije neporušenih vzorcev pa so pokazali na statistično značilne razlike med organskimi (HC) in organsko mineralnimi (LC) tlemi, tako v splošni mikrobni aktivnosti, ki jo merimo z evolucijo  $\text{CO}_2$ , kot v denitrifikacijskem potencialu, ki ga merimo s produkcijo  $\text{N}_2\text{O}$  ob inhibiciji redukcije  $\text{N}_2\text{O}$  v  $\text{N}_2$  z acetilenom. V HC tleh smo namreč ugotovili približno za 100 % večjo splošno mikrobno aktivnost in denitrifikacijo kot v LC tleh. Brez dodatka nitrata v neporušenih tleh denitrifikacije nismo zasledili, zato sklepamo da je denitrifikacija v naravnih razmerah v obeh tipih tal omejena z majhno vsebnostjo nitrata in ne s potencialno dostopnim organskim C.

## 7 VIRI

- Alexander M. 1977. Introduction to soil microbiology. 2<sup>nd</sup> ed. New York, John Wiley & Sons: 225-287
- Atlas R. M., Bartha R. 1998. Microbial ecology: fundamentals and applications. 4<sup>th</sup> ed. Menlo Park, Benjamin/Cummings Publishing Company: 694 str.
- Bayley S.E., Thormann M.N., Szumigalski A.R. 2005. Nitrogen mineralization and decomposition in western boreal bog and fen peat. *Ecoscience*, 12, 4: 455-465
- Benckeiser G., Lorch H. J., Ottow J. C. G. 1995. Quantification of total denitrification losses from undisturbed field soils by the acetylen inhibition technique. V: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Alef K., Nannipieri P. (eds.). London, San Diego, Academic Press: 473-478
- Bundy L.G., Meisinger J.J. 1994. Nitrogen availability indices. V: *Methods of soil analysis: Part 2: Microbiological and biochemical properties*. Bigham J. M. (ed.). Madison, Soil Science Society of America: 951-984
- De Klein C. A. M., van Logtestijn R. S. P. 1996. Denitrification in grassland soils in the Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 2: 231-237
- Geister I. 1995. Ljubljansko barje. Ljubljana, Tehniška založba Slovenije: 199 str.
- Göttlich K. 1990. Moor- und Torfkunde. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 334-349

Gorham E. 1995. The biogeochemistry of northern peatlands and its possible response to global warming. V: Woodwell G.M., Mackenzie E.F. (eds.). Biotic feedbacks in the global climatic system. Oxford, UK, Oxford University Press: 169-178

Groffman P.M., Tiedje J.M. 1988. Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. *Soil Science of America Journal*, 52, 6: 1626-1629

Hacin J., Čop J., Mahne I. 2001. Nitrogen mineralization in marsh meadows in relation to soil organic matter content and water table level. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164: 503-509

Hacin J., Čop J., Železnik B., Jamnik B. 2004. Opredeleitev vodnega režima v bodočem krajinskem parku Ljubljansko barje. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta  
<http://www.ljubljanskobarje.si/strokovne-podlage.php> (12. sept. 2006):45 str.

Hartel P.G. 1998. The soil habitat. V: Principles and applications of soil microbiology. Sylvia D.M., Fuhrmann J.J.M., Hartel P.G., Zuberer D.A. (eds.). New Jersey, Prentice-Hall: 21- 43

Janssen B.H. 1996. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil*, 181, 39-45

Knowles R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews*:46, 1:43-70

Knowles R. 1990. Acetylene inhibition technique: development, advantage and potential problems. V: Denitrification in soil and sediments. Revsbech N.P., Sørensen J.P. (eds.). New York, London, Plenum Press: 151-166

- Kraigher B., Stres B., Hacin J., Ausec L., Mahne I., van Elsas J.D., Mandic-Mulec I. 2006. Microbial activity and community structure in two drained fen soils in the Ljubljana Marsh. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 9: 2762-2771
- Luo J., White R. E., Ball P. R. in Tillman R. W. 1996. Measuring denitrification activity in soils under pasture: optimizing conditions for the short-term denitrification enzyme assay and effects of soil storage on denitrification activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 3: 409-417
- Luo J., Tillman R. W., White R. E., Ball P. R. 1998. Variation in denitrification activity with soil depth under pasture. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 7: 897-903
- Malone J. P., Stevens R. J., Laughlin R. J. 1998. Combining the  $^{15}\text{N}$  and acetylene inhibition techniques to examine the effect of acetylene on denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1: 31-37
- Martinčič A. 1987. Fragmenti visokega barja na Ljubljanskem barju. *Scopolia*, 14: 1-53
- Martinčič A. 2003. Barje na Ljubljanskem barju - nekdanj, včeraj, danes in jutri. *Proteus*, 65, 6: 246-256
- Moore P. D. 1995. Biological processes controlling the development of modern peat-forming ecosystems. *International Journal of Coal Geology*, 28: 99-110
- Mosier A.R., Klemmedtsson L. 1994. Measuring denitrification. V: *Methods of soil analysis: Part 2: Microbiological and biochemical properties*. Bigham J. M. (ed.). Madison, Soil Science Society of America: 1047-1065
- Paul E. A., Clark F. E. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. 2<sup>nd</sup> ed. San Diego, Academic Press: 182-205

- Prosser J. I. 1997. Microbial processes within the soil. V: Modern soil microbiology. van Elsas J. D., Trevors J. T. Wellington E. M. H. (eds.). New York, Marcel Dekker: 183-213
- Prozorova M. I. 1988. Influence of moisture and temperature on the mineralization rate of peat. *Soviet Journal of Ecology*, 19, 2: 69-72
- Stopar D., Mahne I. 1999. Vaje iz mikrobne ekologije. Delovna verzija. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za živilstvo: 73 str.
- Stotzky G. 1997. Soil as an environment for microbial life. V: Modern soil microbiology. van Elsas J. D., Trevors J. T. Wellington E. M. H. (eds.). New York, Marcel Dekker: 1-20
- Tiedje J. M. 1994. Denitrifiers. V: Methods of soil analysis: Part 2: Microbiological and biochemical properties. Bigham J. M. (ed.). Madison, Soil Science Society of America: 245-267
- Trilar T. 2001. Zgodovina Ljubljanskega barja. V: Narava Slovenije. Ljubljansko barje in Iška. Gogala A. (ur.). Ljubljana, Prirodoslovni muzej: 11-17
- Verhoeven J.T.A. 1986. Nutrient dynamics in minerotrophic peat mires. *Aquatic Botany*, 25: 117-137
- Verhoeven J.T.A., Beltman B., De Caluwe H. 1996. Changes in plant biomass in fens in the Vechtplassen area, as related to nutrient enrichment. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 30, 2-3: 227-237
- Zupančič M. 1996. Vpliv pH, mineralnih hranil in kisika na kapaciteto za mineralizacijo ogljika in dušika v barjanskih tleh. Diplomaska naloga. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 69 str.

Zupančič M., Mahne I. 1998. Effect of environmental factors on the capacity for carbon and nitrogen mineralization in peat soil. V: Zbornik s programom =Proceedings with the program / 2. kongres slovenskih mikrobiologov z mednarodno udeležbo, 27.-30. sept. 1998, Portorož, Slovenija. Bole-Hribovšek V., Ocepek M., Klun N. (ur.). Ljubljana, Slovensko mikrobiološko društvo: 209-212

Wagner G. H., Wolf D. C. 1998. Carbon transformation and soil organic matter formation. V: Principles and applications of soil microbiology. Sylvia D. M., Fuhrmann J. J., Hartel P. G., Zuberer D. A. (eds.). New Jersey, Prentice-Hall: 218-258

White D. 1995. Inorganic metabolism. V: The physiology and biochemistry of prokaryotes. New York, Oxford University Press: 234-237

Williams B.L. 1974. Effect of water-table level on nitrogen mineralization in peat. *Forestry*, 47, 2: 195-202

Williams B.L., Sparling G.P. 1988. Microbial biomass carbon and readily mineralized nitrogen in peat and forest humus. *Soil Biology and Biochemistry*, 20, 4: 579-581

Wright A.L., Reddy K.R. 2001. Heterotrophic microbial activity in northern Everglades wetland soils. *Soil Science Society of America Journal*: 65: 1856-1864

## 8 ZAHVALA

Doc. dr. Janezu Hacinu se zahvaljujem za njegovo potrpežljivost in pomoč pri izdelavi diplomske naloge.

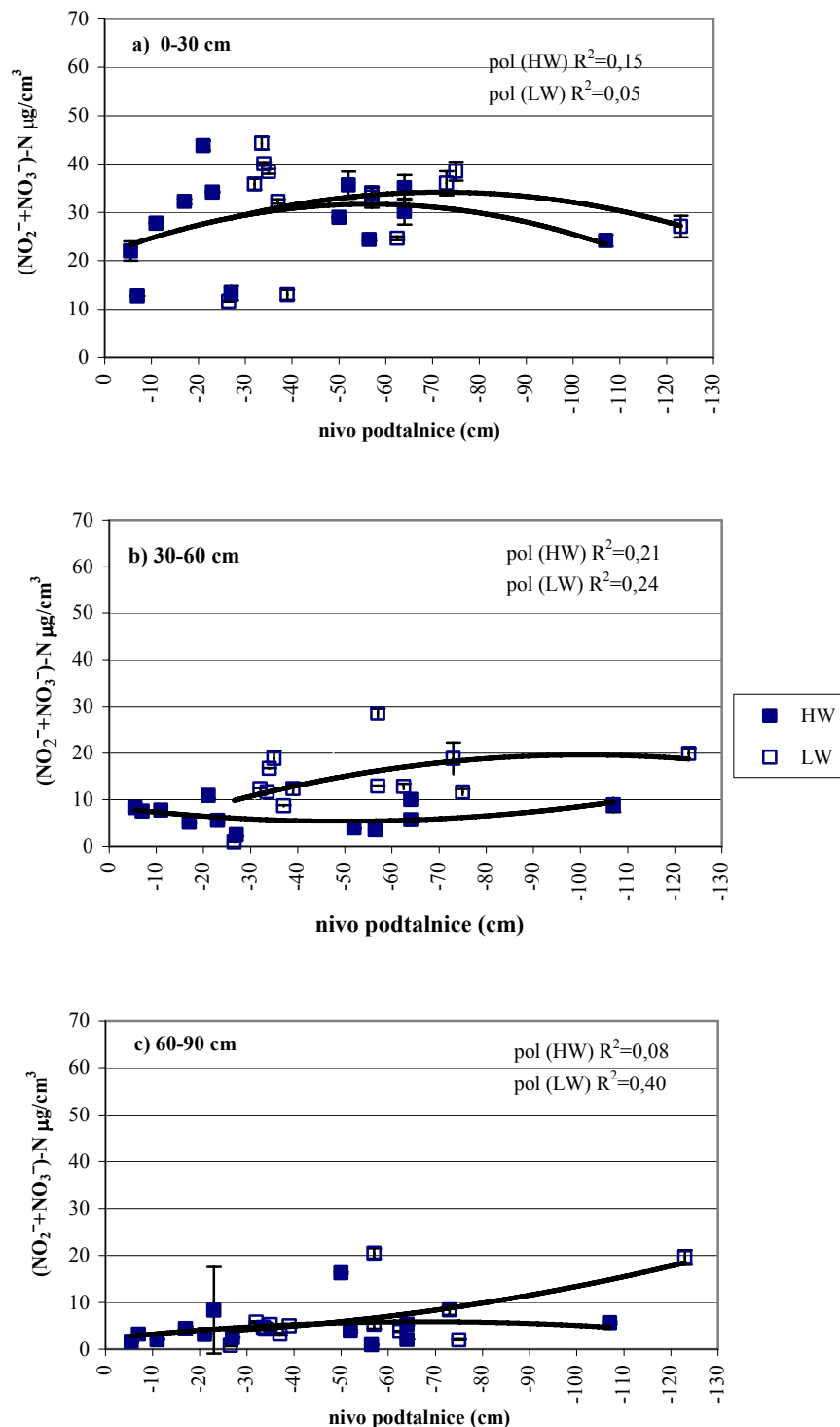
Hvala prof. dr. Ivanu Mahnetu za praktične nasvete pri delu v laboratoriju.

Na Katedri za mikrobno ekologijo je bilo zmeraj dobro vzdušje, hvala vsem, ki ste k temu prispevali. Za nasvete in pomoč v laboratoriju se še posebej zahvaljujem Simoni Leskovec.

Za vse nasvete in pripombe lepa hvala tudi doc. dr. Milici Kač.

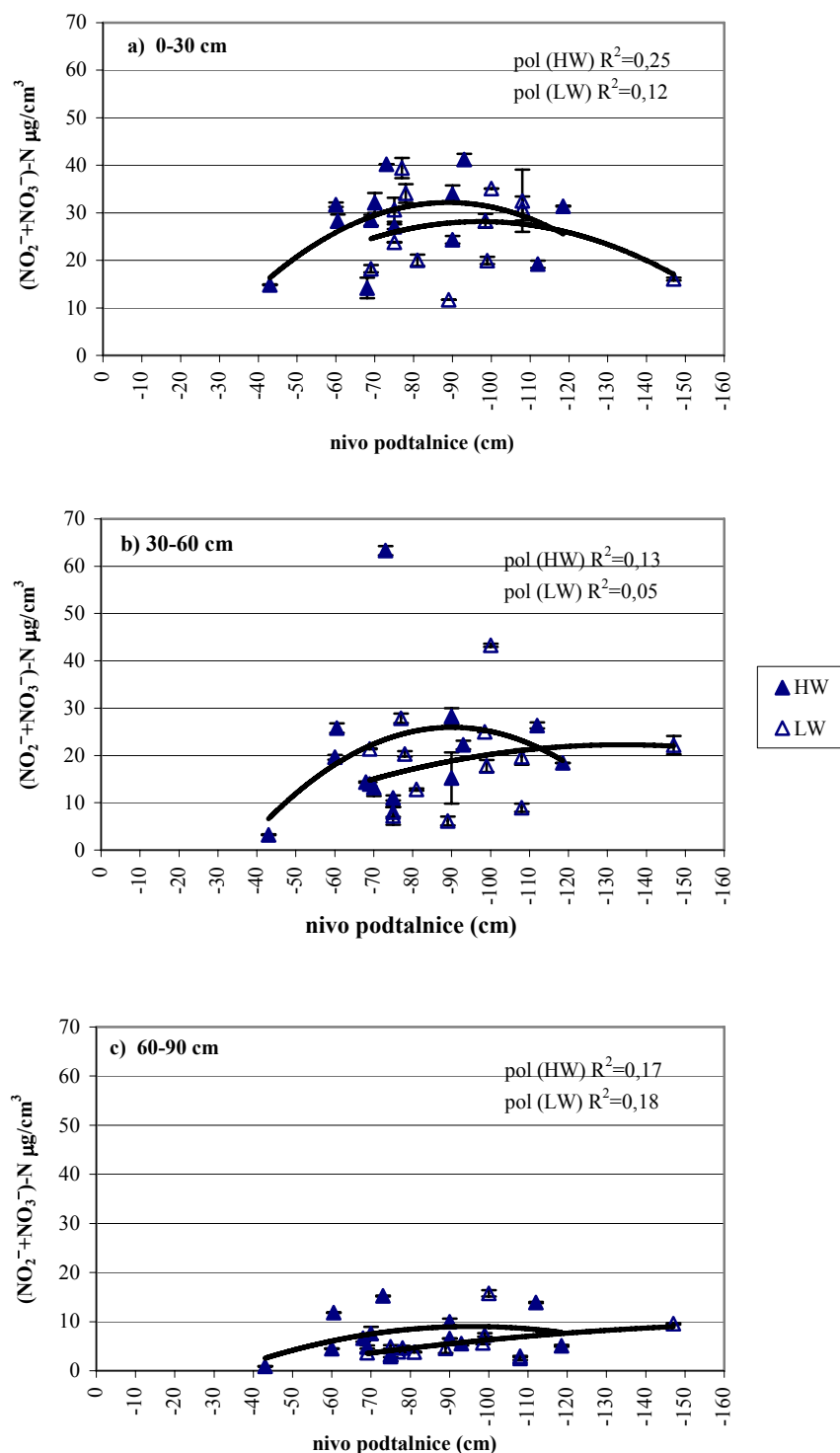
## 9 PRILOGE

### Priloga A



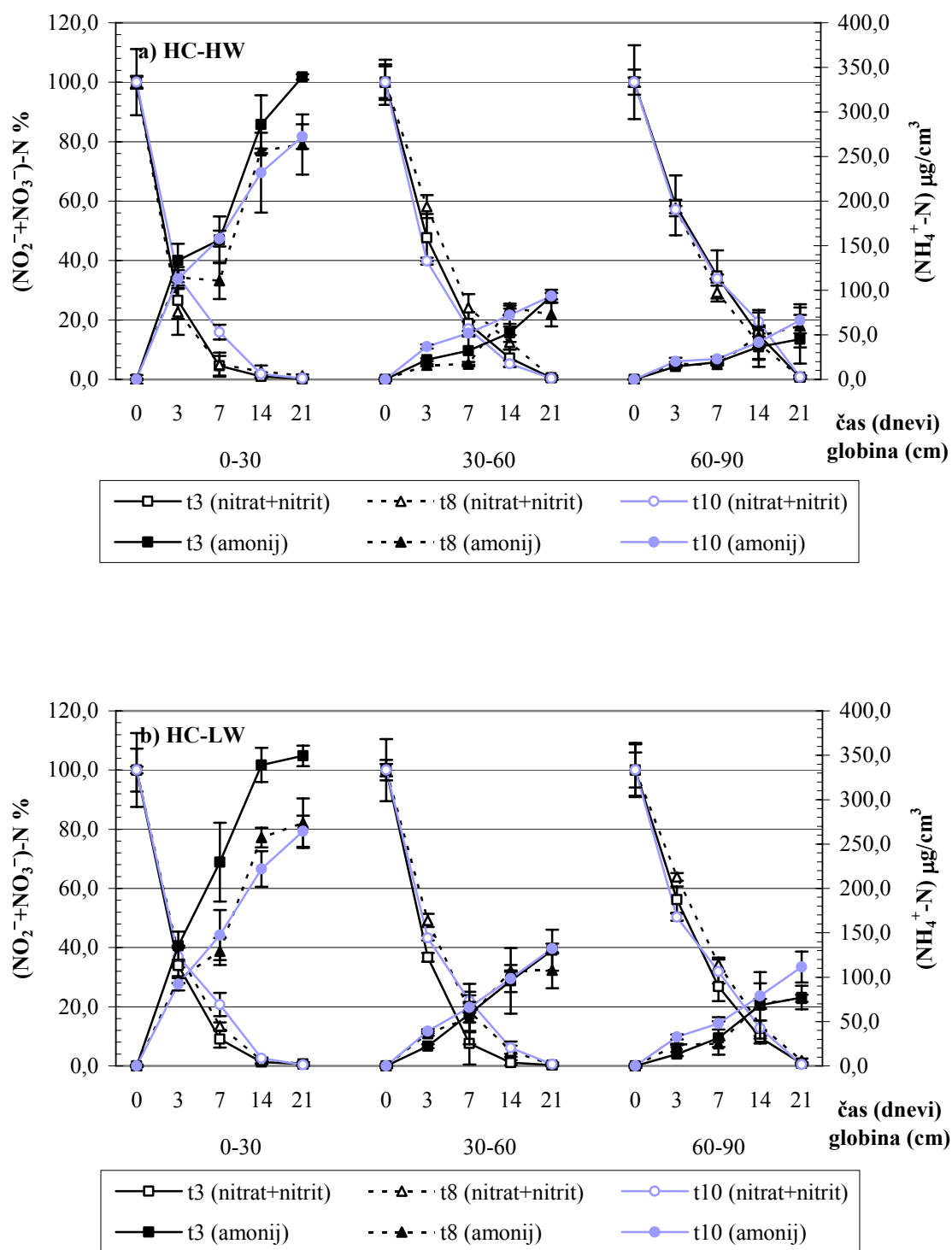
Priloga A1: Korelacija vrednosti nitratnega in nitritnega dušika in nivoja podtalnice v organskih (HC) tleh.



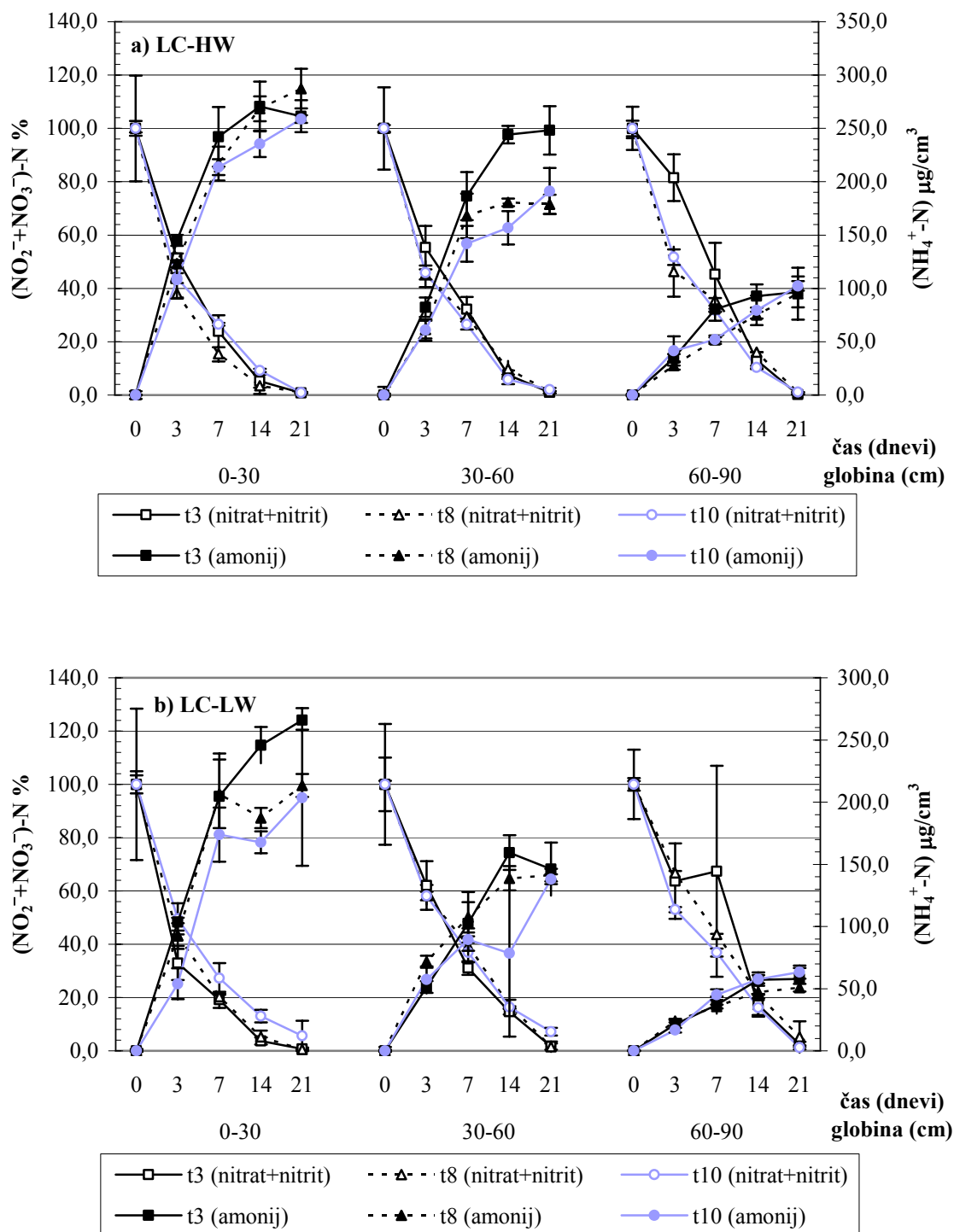


**Priloga A2:** Korelacija vrednosti nitratnega in nitritnega dušika in nivoja podtalnice v organsko mineralnih (LC) tleh.

### Priloga B



**Priloga B1:** Rezultati inkubacijske študije za porušene vzorce organskih (HC) tal pobrane ob sezonskih ekstremih (09. 12. 1999 in 27. 08. 2001) in srednjih vrednostih nivoja podtalnice in temperature (19. 03. 2001).



**Priloga B2:** Rezultati inkubacijske študije za porušene vzorce organsko mineralnih (LC) tal pobrane ob sezonskih ekstremih (09. 12. 1999 in 27. 08. 2001) in srednjih vrednostih nivoja podtalnice in temperature (19. 03. 2001).

## Prilogi C

**Priloga C1:** Poraba nitratnega dušika med 21-dnevno inkubacijo suhih in mletih vzorcev tal. Vrednosti nitratnega in nitritnega dušika so izražene v odstotkih.

globina (cm)	čas (dnevi)	HC-HW		HC-LW		LC-HW		LC-LW	
		povp.	±SD	povp.	±SD	povp.	±SD	povp.	±SD
0-30	0	0,0	16,4	0,0	14,5	0,0	17,4	0,0	14,4
	3	72,1	8,5	63,5	7,3	56,3	3,4	57,9	9,3
	7	91,3	6,7	85,2	6,7	78,3	6,1	77,7	5,1
	14	98,0	1,5	98,1	0,9	94,0	3,6	92,7	4,7
	21	99,4	0,6	99,4	0,5	99,0	0,3	97,7	3,8
30-60	0	0,0	16,8	0,0	16,3	0,0	17,9	0,0	18,3
	3	52,2	6,6	56,4	10,8	51,7	6,9	40,7	8,3
	7	80,3	4,1	83,1	9,7	71,0	3,3	63,8	8,7
	14	92,0	3,2	95,6	3,2	92,4	2,4	83,9	3,4
	21	99,5	0,4	99,6	0,5	98,5	0,9	96,3	3,6
60-90	0	0,0	9,7	0,0	15,7	0,0	25,4	0,0	16,8
	3	42,3	6,1	43,8	5,3	43,3	9,6	39,5	8,6
	7	67,3	5,0	68,9	7,0	63,8	6,1	52,5	17,3
	14	84,4	5,4	87,9	3,5	87,0	3,5	81,9	4,0
	21	99,2	0,4	99,0	0,6	99,2	0,6	97,1	3,5

**Priloga C2:** Neto anaerobna produkcija amonijskega dušika med 21-dnevno inkubacijo suhih in mletih vzorcev tal. Vrednosti so podane v  $\mu\text{g}(\text{NH}_4^+-\text{N})/\text{cm}^3$  tal.

globina (cm)	čas (dnevi)	HC-HW		HC-LW		LC-HW		LC-LW	
		pov.	±SD	pov.	±SD	pov.	±SD	pov.	±SD
0-30	0	0,0	15,5	0,0	7,6	0,0	11,4	0,0	4,4
	3	120,1	27,5	108,1	29,5	125,4	28,6	83,2	27,3
	7	141,7	36,6	168,7	60,3	224,3	29,8	195,1	31,0
	14	258,1	47,2	272,7	61,4	258,2	29,6	200,3	40,6
	21	291,7	54,1	295,8	51,0	269,2	19,1	227,7	43,6
30-60	0	0,0	6,9	0,0	4,6	0,0	7,0	0,0	6,5
	3	25,0	10,3	32,6	4,0	68,3	18,2	60,0	9,6
	7	33,8	18,0	59,5	20,1	165,5	30,1	99,7	19,0
	14	68,4	10,6	100,4	20,4	193,9	45,7	125,5	54,1
	21	86,5	16,8	122,7	22,4	206,1	41,1	141,8	14,8
60-90	0	0,0	3,0	0,0	5,4	0,0	3,9	0,0	0,9
	3	17,5	2,6	23,3	3,7	34,6	10,1	20,6	4,4
	7	19,7	4,1	34,8	12,7	61,4	19,0	39,2	5,8
	14	42,3	17,9	72,3	20,4	82,4	14,8	54,0	6,7
	21	57,3	20,7	88,2	17,3	98,0	14,9	57,3	7,5

## Priloge D

**Priloga D1:** Trenutna vlažnost v neporušenih vzorcih tal med prvo in drugo inkubacijo v PVC ceveh.

tla	pon.	V(jedra) (cm <sup>3</sup> )	m(svež vzor.) (g)	m(suh vzor.) (g)	1. m(l) (g)	2. m(l) (g)	delež vode		2. inkub.	
							1 (g/cm <sup>3</sup> )	%WHC 1. inkub. (g/cm <sup>3</sup> )		
HC	1	364,9	460,8	211,2	249,6	259,6	0,684	102	0,711	106
	2	364,9	460,8	211,2	249,6	259,6	0,684	102	0,711	106
	3	273,7	345,6	158,4	187,2	197,2	0,684	102	0,721	108
LC	1	372,5	460,6	264,6	196,0	206,0	0,526	99	0,553	104
	2	394,4	479,4	275,4	204,0	214,0	0,517	98	0,543	102
	3	342,1	423,0	243,0	180,0	190,0	0,526	99	0,555	105

**Priloga D2:** Evolucija N<sub>2</sub>O-N med drugo inkubacijo v neporušenih vzorcih tal. Vrednosti so izražene v µg(N<sub>2</sub>O-N)/cm<sup>3</sup> tal.

čas meritve dan	HC-HW		LC-HW	
	µg(N <sub>2</sub> O-N)/cm <sup>3</sup> tal povprečje	±SD	µg(N <sub>2</sub> O-N)/cm <sup>3</sup> tal povprečje	±SD
0,2	0,4	0,1	0,0	0,0
1,0	2,9	2,1	0,0	0,0
2,0	7,3	4,9	0,0	0,0
3,0	13,8	7,9	0,1	0,1
5,8	35,3	20,0	0,6	0,7
6,8	37,1	23,5	1,0	1,1
7,8	37,7	27,0	1,2	1,7
8,6	26,3	15,2	1,2	1,5
13,6	12,6	7,6	2,1	1,5

**Priloga D3:** Evolucija CO<sub>2</sub>-C v neporušenih vzorcih med prvo in drugo inkubacijo.

	čas dnevi	HC-HW		LC-HW	
		µg(CO <sub>2</sub> -C)/cm <sup>3</sup> tal povprečje	±SD	µg(CO <sub>2</sub> -C)/cm <sup>3</sup> tal povprečje	±SD
brez dodatka KNO <sub>3</sub>	1	18,8	7,3	8,3	2,8
	1	23,5	5,8	9,4	2,9
	2	29,3	8,9	12,6	3,8
	4	37,6	14,9	17,5	5,2
	5	38,9	15,8	18,9	5,8
z dodatkom KNO <sub>3</sub>	0	8,0	3,5	1,7	0,6
	1	16,7	9,2	4,1	1,4
	2	26,3	14,1	7,0	2,5
	3	32,9	18,5	9,5	3,6
	6	40,3	20,0	15,7	5,1
	7	41,2	22,1	17,2	4,8
	8	44,1	24,2	19,0	5,2
	9	36,6	18,4	18,2	4,1
	14	37,5	20,6	18,5	5,8