

Kväveomsättning i gräsmark med olika artantal och artsammansättning



Anna-Carin Sanfridsson

Examensarbete 20 p i växtodlingslära
Handledare: Cecilia Palmborg
Januari 2005

SLU
Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap

Rapport 1:2005

Innehållsförteckning

ABSTRACT	3
SAMMANFATTNING	3
1. INTRODUKTION	4
1.1 SYFTE	4
1.1.2 Frågeställningar.....	4
1.2 KVÄVETS KRETSLOPP	4
1.2.1 Tillförsel av kväve till ekosystem.....	5
1.2.2 Omsättning av kväve i ekosystem	6
1.2.3 Förlust av kväve från ekosystem.....	7
1.3 VÄXT- OCH MARKEGENSKAPERS PÅVERKAN PÅ KVÄVEUPPTAG	8
1.3.1 Rötternas fysiologi och upptag av kväve	8
1.3.2 Markorganismers inverkan på kväveföreningar.....	9
2. MATERIAL OCH METODER	10
2.1 VAL AV FÖRSÖKSYTOR.....	10
2.2 PROVTAGNING AV VÄXTBIOMASSAN	11
2.2.1 Beskrivning av växtarterna på försöksytorna.....	11
2.3 JORDPROVTAGNING.....	12
2.4 ANALYSER	12
2.4.1 Statistisk bearbetning	14
3. RESULTAT	15
3.1 VÄXTSAMHÄLLEN	15
3.1.1 Växtbiomassa.....	15
3.1.2 Kväveinnehåll i växtsamhällen.....	16
3.2 KVÄVEPROCESSER	19
3.2.1 Anaerob kvävemineralisering.....	19
3.2.2 Potentiell nitrifikation.....	20
3.3 KVÄVEKONCENTRATIONER	21
3.3.1 Ammoniumkoncentration.....	21
3.3.2 Nitratkoncentration	22
4. DISKUSSION	24
4.1 VÄXTSAMHÄLLEN	24
4.1.1 Växtbiomassa.....	24
4.1.2 Kväveinnehåll i växtsamhällen.....	24
4.2 KVÄVEPROCESSER	25
4.2.1 Anaerob kvävemineralisering.....	25
4.2.2 Potentiell nitrifikation.....	26
4.3 KVÄVEKONCENTRATIONER	27
4.3.1 Ammoniumkoncentration.....	27
4.3.2 Nitratkoncentration	27
5. SLUTSATSER	29
6. TACK	29
REFERENSER	30
BILAGA 1	32
BILAGA 2	33
BILAGA 3	34

Abstract

This study was carried out at the Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. of Agricultural Research for Northern Sweden. The aim of the study was to determine how plant species richness and diversity influence the nitrogen pools and nitrogen fluxes in the soil. Plant and soil samples from a biodiversity experiment in grasslands were used. Thirty plots with 12 grassland plant species (legumes, grasses, and non-legume herbs), combined from 1-12 species were investigated. The aboveground biomass was harvested in mid-August 2002. In late October the soil was sampled and collected for analyses in the laboratory.

Plant diversity and composition play an important role for nitrogen cycling in soil and sustainability of plant production. The total plant biomass increased with increased number of species and when legumes were included in the plant communities. Nitrogen concentration and nitrogen content in plant biomass increased with an increasing fraction of legumes. Anaerobic nitrogen mineralization rate was slower in soil from plots with monocultures than from more species-rich plant communities, especially 12-species mixtures. Potential nitrification was positively correlated to legume biomass as a percentage of total plant biomass. Communities with a mix of legumes, grasses and herbs had the highest concentrations of ammonium (extracted from soil by KCl). This could be explained by high nitrogen mineralization. Concentrations of nitrate were much higher in plots with only legume species.

The results from this study support the view that high plant diversity can reduce the risk for nitrate leaching and also allow a more efficient exploitation of available resources.

Sammanfattning

Detta projekt utfördes vid Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, Umeå. Syftet med studien var att undersöka hur antalet växtarter och artsammansättningen påverkar kväveomsättningen i marken. Studien omfattar 30 försöksytor med 12 olika arter av gräsmarksväxter (gräs, baljväxter och örter) i kombinationer från 1-12 arter. Växtprovtagningen gjordes i mitten av augusti 2002 och jordprovtagningen gjordes i oktober 2002.

Artantalet och artsammansättningen visade sig vara av stor betydelse för kvävetts kretslopp. Växtbiomassan ökade med ökat antal arter och då baljväxter fanns med i artblandningen. Kvävekoncentrationen och den totala kvävemängden i växtbiomassan ökade med en ökande andel baljväxter i växtbiomassan. Anaerob kvävemineralisering var långsammare i jord från försöksytor med en art än i jord från flerartsytor, speciellt 12-artsytor. Nitrifikationspotentialen var positivt korrelerad till den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan. Extrahering av ammonium visade att ytor med en blandning av baljväxter, gräs och örter hade högst ammoniumkoncentration. Detta kan förklaras av den höga kvävemineraliseringen i dessa ytor. Försöksytor med enbart baljväxter hade kraftigt förhöjda nitratkoncentrationer.

Denna studie stöder uppfattningen att resursutnyttjandet hos växtsamhällen med många arter kan bli mera effektivt och därmed även minska risken för förlust av nitrat.

1. Introduktion

Minskningen av den biologiska mångfalden är ett globalt problem (Minns et al. 2001). Det är en stor uppgift att undersöka om hög biodiversitet och komplexitet i ett ekosystem stärker dess stabilitet. Risken finns att ett växtsamhälle med färre arter har sämre förutsättningar att klara klimatförändringar eller andra störningar. Till följd av detta krävs samarbete med flera länder, som resulterar i generella resultat över många klimatzoner, jordar och växtsamhällen. År 1996 startades ett omfattande projekt på åtta platser över hela Europa från Irland till Grekland och Sverige till Portugal. Detta projekt var det första multinationella, storskaliga projekt som undersökte effekterna av minskad biologisk mångfald hos växter som uppkommit genom intensifiering av jordbruket, med ett större inflöde av fossila bränslen, konstgödsel och pesticider. Projektet heter BIODDEPTH (BIODiversity and Ecological Processes in Terrestrial Herbaceous ecosystems). Det undersökte i vilken utsträckning minskad artdiversitet påverkar processer, såsom växtproduktion, nedbrytning och växtupptag av näringsämnen, som reglerar hela ekosystemets kretslopp. I Sverige utfördes försöket vid Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap (SLU) i Umeå. Försöket i Umeå omfattar 12 olika arter från tre funktionella grupper av växter: gräs, kvävefixerande baljväxter och andra örter.

Resultat från BIODDEPTH i Umeå och de övriga länderna har visat att försöksytor med fler arter har en högre biomassaproduktion än försöksytor med färre arter (Hector, et al. 1999) och att skillnaden mellan artfattiga och artrika ytor ökar med tiden. Den högre biomassan i de artrikare ytorna resulterade även i högre kvävemängd i växterna (Mulder, et al. 2002, Spehn, et al. 2002). Den årliga nitratförlusten från marken visade sig vara mest beroende av artsammansättningen. Växtsamhällen med enbart baljväxter förlorade signifikant mera nitrat än övriga växtsamhällen (Scherer-Lorenzen, et al. 2003).

1.1 Syfte

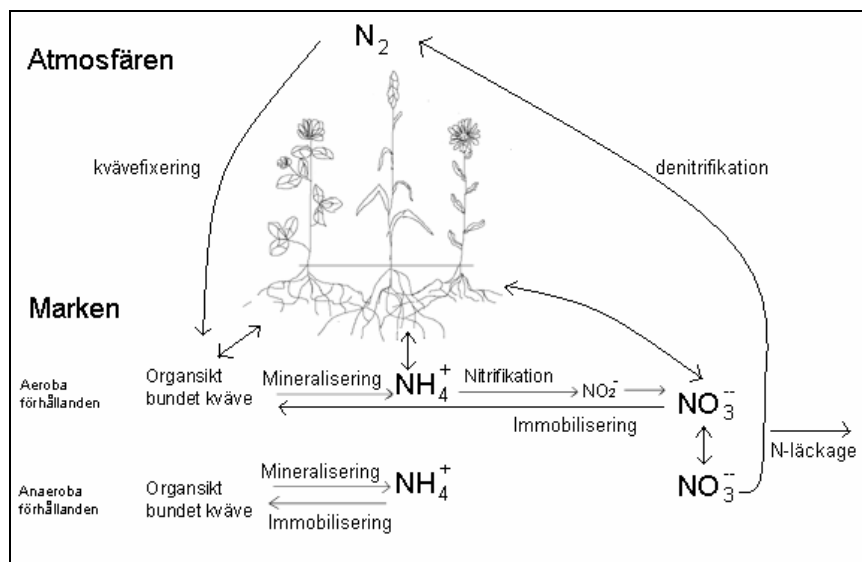
Syftet med studien var att undersöka hur antalet växtarter och artsammansättningen påverkar kväveomsättningen i marken.

1.1.2 Frågeställningar

- Hur påverkas växtsamhällenas kväveinnehåll av antalet växtarter och baljväxter?
- Hur påverkas kväveprocesserna i marken av antalet växtarter och baljväxter?
- I vilken omfattning påverkas markens oorganiska kväveinnehåll av antalet växtarter och baljväxter?

1.2 Kvävets kretslopp

”Stabilitet i ett ekosystem kan antingen bero på att det återskapas snabbt efter en störning eller att det har stor motståndskraft mot störningar” (Fogelfors, 2001). Ett odlat växtsamhälle är ett ständigt stört system, som återskapas med människans hjälp. Kväve (N) är ett av de viktigaste grundämnena som växterna behöver eftersom det ingår i alla proteiner. I atmosfären finns stort överflöd av kvävgas (N_2), omkring 78 %, dock kan växterna själva inte ta upp detta. Det är nämligen enbart ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-) och vissa enkla organiska kväveföreningar, t.ex. aminosyror, som växten kan ta upp (Fig. 1) (Fogelfors, 2001, Näsholm, et al. 2000).



Figur 1. Kvävetts kretslopp

1.2.1 Tillförsel av kväve till ekosystem

Det finns många processer som tillför kväve till ett ekosystem. I ett naturligt ekosystem råder tidvis jämvikt mellan tillförsel och bortförsel av kväve.

Tillförsel av kväve till ekosystemet genom mänsklig aktivitet:

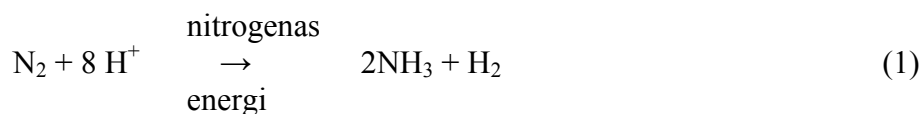
- Deposition av ammoniak (från djurstallar) och kväveoxider (NO_x) från förbränning som omvandlas till salpetersyra (HNO_3) och hamnar i nederbörden.
- Industriell tillverkning av konstgödsel.

Tillförsel av kväve till ekosystemet genom naturlig aktivitet:

- Blixtar och bränder kan förena kväve och syre till kväveoxider (NO_x).
- Icke symbiotisk kvävefixering sker i mikroorganismer som lever fritt i jorden nära rötterna.
- Symbiotisk kvävefixering sker i associationer mellan växter och bakterier. Den största mängden kväve som fixeras på land kommer från rotknölssymbioserna mellan *Rhizobium* och baljväxter, t.ex. ärtor och klöver (Fogelfors, 2001).

Biologisk kvävefixering innebär att enzymet nitrogenas reducerar luftens kvävgas till ammonium (Ekvation 1). Förmåga att bilda nitrogenas och utföra kvävefixering är begränsat till ett fåtal bakterier. Några kvävefixerande bakterier kan leva i symbios med växter, dvs. bakterien levererar ammonium till växten och får i sin tur andra näringsämnen av växten.

Biologisk kvävefixering:



1.2.2 Omsättning av kväve i ekosystem

I terrester miljö förekommer kväve mest (ca 90 %) som organiskt kväve och högst någon procent av kvävet är i form av oorganiskt kväve (Knops, et al. 2002). Eftersom kväve mest finns i det organiska materialet är kvävemängderna direkt kopplade till mullhalten. Mullhalten (dött organiskt material) minskar på vissa jordar som ett resultat av jordbearbetning och att merparten av den ovanjordiska biomassan som produceras på åkern fraktas bort. På grund av detta innehåller odlade marker betydligt lägre halt av både kväve- och kol än naturliga marker där allt organiskt material stannar i systemet. Kvävetillståndet i jorden karaktäriseras vanligen av kol-kväveknoten, C:N-knoten (Fogelfors, 2001). Om denna kvot är väsentligt högre än 20, som i t.ex. obrunnen stallgödsel, tar mikroorganismerna upp allt frigjort kväve. För att de helt ska kunna utnyttja materialets energiinnehåll kompletterar de dessutom med kväve från andra ställen. Exempel på detta kan vara markens förråd av mineralkväve, främst ammonium. Detta kväve kommer att bindas i organismerna och ge upphov till en fastläggning av kväve. Efter det att mikroorganismerna börjat använda energin som finns i materialet avgår kol som CO₂ i respirationen och C:N-knoten minskar. När denna sjunkit ner till ca 20 börjar kväve frigöras eftersom det då finns mer kväve än mikroorganismerna själva behöver. Om det redan från början finns rikligt med kväve i utgångsmaterialet, som i t.ex. baljväxtrester, blir det redan från början kväve över. Detta leder till att mer kväve frigörs -mineraliseras- än mikroorganismerna kan ta upp och binda in. Den största delen av det kväve som byggs in i mikroorganismernas proteiner bryts snart ned igen. När sedan organismen dör kommer de att bli näring och energi för nya organismer, varvid kväve frigörs för att på nytt bindas i organismer eller bli tillgängligt för växterna, etc. Omloppstiden för detta kväve kan bli förhållandevis kort i jämförelse med den större delen av kvävet som är bundet i mulllämnena (Steineck, et al. 2000).

Mineralisering

Organismernas nedbrytning av organiskt material innebär således att kväve samtidigt både frigörs och binds, eller med andra ord, mineraliseras och fastläggs. Vilken av processerna som för tillfället dominerar avgörs av kväve- och energiinnehållet i det material som är under nedbrytning. Ifall mineraliseringen (ammonifikationen) är större än fastläggningen brukar detta betecknas som nettomineralisering. Detta leder till att mineraliserat markkväve kan bidra till grödans kväveförsörjning. Det omvända förhållandet blir då en nettofastläggning (Steineck, et al. 2000).

Första steget vid nedbrytningen av kvävehaltigt material är nedbrytningen av proteiner och frigörelsen av aminosyror. Därefter frigörs ammoniak från aminosyror, dvs. ammonifikation. Det finns olika vägar som de frigjorda ammoniumjonerna kan ta i marken:

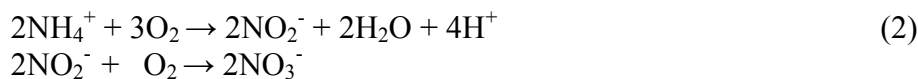
- Utnyttjas av heterotrofa organismer i fortsatt nedbrytning av organiskt material
- Tas upp av växtrötter
- Vissa lermineraler kan fixera ammonium i otillgänglig form
- Långsamt gå tillbaka till atmosfären i form av ammoniak
- Omvandlas till nitrat i nitrifikationsprocessen

Omsättningen av ammonium i marken är snabb. Ungefär 5-15 % av det totala markkvävet är ständigt i omvandling, vilket försörjer rötterna med detta ämne (Fogelfors, 2001). Denna reaktion styrs av både abiotiska faktorer, som jordfuktighet, temperatur och jordstruktur, och genom tillförsel av förna ovan jord och i jorden. Mineraliseringen kan alltså skilja sig mycket

beroende på nedbrytningshastigheten, som i sin tur beror av förnans kvalitet och kvantitet (Wedin, et al. 1990).

Nitrifikation

Nitrifikationen sker i två steg (Ekvation 2), med hjälp av olika bakterier och vid vissa bestämda betingelser. Först oxideras ammonium (NH_4^+) till nitrit (NO_2^-) och därefter från NO_2^- till nitrat (NO_3^-). De bakterier som utför nitrifikationsprocessen kallas nitrifikationsbakterier och är kemoautotrofa bakterier. Kemoautotrofa organismer använder sig av kemisk energi bunden i oorganiska föreningar. De bygger upp sin biomassa av koldioxid, vatten och mineralnäring (Brady, et al. 2001). Nitrifikationen kräver syre, vilket gynnar nitrifikationen i jordar med gott luftutbyte exempelvis väl-dränerade lerjordar. Eftersom nitrifikationen är en mikrobiell aktivitet kommer även markmiljöfaktorer såsom pH, värme och vattenhalt att påverka processen. Nitratjoner repelleras av markpartiklarnas negativa laddningar. Detta medför att nitratjoner finns rörliga i marklösningen och är lätt tillgängliga för upptag i växten. De kan även lakas ut till dräneringsrör eller grundvatten (Fogelfors, 2001).



1.2.3 Förlust av kväve från ekosystem

Förlust av kväve från ekosystem till atmosfären:

- En del bakterier kan använda nitrat istället för syre till sin andning vilket leder till att kväve försvinner till atmosfären som N_2O (dikväveoxid) och N_2 (kvävgas). Genom att utnyttja nitrat som elektronacceptor, är bakterier (denitrifikationsbakterier) även effektiva nedbrytare i syrefria miljöer. Eftersom växterna inte kan ta upp kväve i gasform leder denitrifikation till kväveförlust (Brady, et al. 2001). Denitrifikationen ökar i jord efter en längre tid med förhöjd markfuktighet, eftersom högre markfuktighet medför mindre andel luftfyllda porer. Denitrifikationshastigheten är även beroende av nitrattillgång, tillgängligt kol, och temperatur. I Sverige har denitrifikationen en topp under hösten och efter vintern-våren, då nitrat anhopas i marken och marken är fylld av vatten (Steineck, et al. 2000). På Nya Zeeland kunde denitrifikationshastigheterna variera mycket med årstiderna. Högst aktivitet uppvisades även där på hösten och vintern (Ruz-Jerez, et al. 1994).

Förlust av kväve från ekosystem till vatten:

- Kväveläckage innebär bortförsl av kväve med avrinningsvattnet. Både ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-) är lösliga och kan urlakas med dräneringsvattnet till sjöar och hav. Dock rör sig den negativt laddade nitratjonen friare i markvätskan än ammoniumjonen, eftersom ammoniumjonen med sin positiva laddning attraheras av markpartiklarnas negativa laddningar (Brady, et al. 2001). Det lättlösliga nitraten lakas lätt ut med vattnets rörelser, ifall växternas upptag och den mikrobiella immobilisationen är låg i jämförelse med frigörandet av nitrat från nitrifikation (Scherer-Lorenzen, et al. 2003). Bakgrunden till kväveläckage är att marken levererar nitrat även under den del av året, då det inte finns någon efterfrågan på kväve från en gröda (Steineck, et al. 2000).

1.3 Växt- och markegenskapers påverkan på kväveupptag

I markvätskan finns de 14 växtnäringsämnen, däribland kväve, som behövs för att en växt ska överleva. Näringsämnena tas upp ur markvätskan i form av joner, positivt laddade katjoner och negativt laddade anjoner av rötterna. De flesta jonerna som tas upp av växten kan nyttjas direkt men några måste omvandlas i växten innan de kan användas. Ifall kväve tagits upp som ammoniumjoner kan dessa direkt byggas in i aminosyror och vidare i kvävemetabolismen till protein, nukleinsyror m fl. Nitratjoner måste däremot först reduceras till ammoniumjoner, i roten eller i skottet, i en process kallad nitratreduktion. Detta är en energikrävande process som illustrerar förhållandet mellan energitillgång, näringsförsörjning och tillväxt (Fogelfors, 2001).

1.3.1 Rötternas fysiologi och upptag av kväve

För att bibehålla och reglera rätt balans i växten mellan positiva och negativa joner kan växten avge en jon med liknande laddning som den jon som tas upp. Exempel på detta är att när ammoniumjoner tas upp kommer protoner från rotytan att utsöndras, vilket kan registreras som en försurning, en sänkning av pH i markvätskan närmast roten. Det motsatta förhållandet gäller då nitratjoner används i stor omfattning. Då utsöndras HCO_3^- (eller OH^-) och vätejonerna som bildas vid nitrifikationen neutraliseras (Fogelfors, 2001).

Mykorrhiza påverkar växtproduktionen positivt genom att näringsupptaget förbättras. Mykorrhizan uppkommer genom att svampar infekterar rötterna. Detta resulterar i sin tur i en större näringsupptagande yta av svamphyfer i marken än vad enbart växtrötterna skulle kunna ha. Mykorrhizasvamparna försörjs med kolföreningar av växten och har därför uppenbara fördelar att leva med växtrötter. Det finns två huvudgrupper av mykorrhiza: ektomykorrhiza (EM) och endomykorrhiza (Fogelfors, 2001).

Endomykorrhiza kallas även arbuskulär mykorrhiza (AM) och är den vanligaste mykorrhizotypen i jordbruk. De flesta gräsmarksväxter har denna typ av mykorrhiza (Fogelfors, 2001). AM har fått sitt namn av att svampen inne i den infekterande rotcellen växer ut till en välförgrenad struktur som påminner om ett dvärgträd (=arbuscle). Arbusklerna skapar en stor gränssyta mellan svampen och växtcellen och underlättar därmed utbytet av ämnen mellan de båda parterna. Svamphyferna utgör alltså en förlängning av rötterna. Mykorrhiza når ut flera centimeter från rotytan. De tunna och välförgrenade hyferna penetrerar jordvolymen mera effektivt än rötterna. Rötter med mykorrhiza kan ha upp till tio gånger större näringsupptag än växtrötter utan mykorrhiza. Mykorrhiza har en liten betydelse för upptag av nitrat, eftersom nitratjoner lätt transporteras i markvätskan. Däremot är mykorrhiza viktig för upptag av ammoniumjoner, vilka är svårörliga (Fogelfors, 2001). Även upptaget av organiskt markkväve (aminosyror) bedöms kunna ske med hjälp av mykorrhiza (Näsholm, et al. 2000). Det har även föreslagits att exempelvis kväve ska kunna transporteras från den ena plantan till den andra ifall rotsystemen är sammanlänkade med svamphyfer (Fogelfors, 2001).

Rhizosfären är den del av jorden som finns närmast växtrötterna och som påverkas av dessa. I denna sfär finns det hundrafalt fler mikrober och ibland tusenfalt fler än i jorden en bit bort från roten. Här sker processer som är både positiva och negativa för växten. Bättre tillgång på kväve fås genom nedbrytning, mineralisering, mykorrhiza och kvävefixering. Immobilisering i mikroorganismer, denitrifikation och patogena angrepp på växten är däremot processer i rhizosfären som är negativa för växtens kväveupptag och tillväxt (Fogelfors, 2001). Olika

växtarters rhizosfär kan skilja sig mycket från varandra och därför kan t.ex. hastigheten i näringsupptag vara olika (Jumpponen, et al. 2002).

1.3.2 Markorganismers inverkan på kväveföreningar

Markförhållandet är av stort intresse för växternas produktivitet och för det ekologiska samspelet i mark och växligheten ovan jord (Fogelfors, 2001).

Markdjur

De markdjur som har mest påverkan i jordbruksmark är daggmaskar som finfördelar växtrester och blandar om i jorden. Daggmaskar har förmågan att bryta ned döda blad, rötter och annat växtmaterial. På en hel dag kan de äta en vikt av jord som motsvarar 2 till 30 gånger deras egen vikt. Detta resulterar i en spridning av både näringsämnen och jord. I och med detta bildas även en hel del gångar i marken, vilket i sin tur ökar syresättningen och dräneringen. Växtrötterna kan också med fördel sprida sig i hålrummen som bildas efter daggmaskarnas framfart (Brady, et al. 2002). För att deras matspjälkning ska fungera effektivt äter daggmasken förutom växtdelar också lerpartiklar. Detta medför att daggmaskens ekskrementer kommer att bestå av en blandning av mineraljord och humuspartiklar som kallas lerhumuskomplex. Lerhumuskomplex som består av daggmask ekskrementer får en grynig s.k. aggregatstruktur där mineralkornen inte förekommer ett och ett utan hopklustrade i klumpar. I dessa aggregats fina porer binds vattnet effektivt och syre kan diffundera i hålrummen mellan aggregaten. Detta medför att jord med aggregatstruktur får god vattenhållningsförmåga och rik tillgång på syre. Daggmaskar trivs bäst i näringsrik jord med ett neutralt pH (Granstedt, et al. 1986, Törnqvist 1987).

Mikroorganismerna

Mikroorganismerna består främst av svampar och bakterier som bryter ned organiskt material till enkla beståndsdelar som sedan kan utnyttjas av växter. Exempel på organiska föreningar som ombildas är äggviteämnen, cellulosa och lignin som i sin tur bildar enkla organiska och oorganiska ämnen såsom aminosyror, ammoniak, svavelväte, koldioxid och vatten. Genom att bryta ner organiskt material till dess byggstenar, dvs. enkla oorganiska föreningar skaffar de sig energi och näring för sin överlevnad (Brady, et al. 2001).

Svamparna utför oftast grovarbetet med nedbrytning av cellulosa men kan även utföra nedbrytning till slutprodukterna. Antalet svamparter i marken är mycket stort. Arterna har olika krav på fuktighet och pH i jorden. Generellt gynnas de av fuktig miljö, dock inte vattenmättat eftersom de är beroende av syre. Många av dessa trivs också bäst i marker med lågt pH, dvs. sura jordar (Granstedt, et al. 1986).

I jorden finns det många arter av bakterier, och de kan leva i vitt skilda miljöer. Vissa arter kan endast tillväxa i anaerob (syrefri) miljö andra vill ha aeroba villkor. Oftast är bakterierna mycket specialiserade på ett visst näringsval, varifrån de hämtar sin energi.

2. Material och metoder

Jorden som analyserades i detta försök hämtades från ett fältförsök vid Sveriges lantbruksuniversitet, Rönneby (63°49' N, 20°15' E), Umeå. Fältförsöket startades inom EU-projektet BIODDEPTH (BIODiversity and Ecological Processes in Terrestrial Herbaceous ecosystems). I Europa fanns totalt åtta försök, i Storbritannien, Tyskland, Irland, Grekland, Portugal, Sverige och Schweiz, inom BIODDEPTH. I samtliga av dessa försök har biodiversiteten i växtsamhällena varierats. Umeå representerar de mera nordliga delarna av världen, med långa och kyliga vintrar. I Tabell 1 finns mer detaljerad information gällande klimatet 2002 när denna studie gjordes.

I Umeå har försöket inom BIODDEPTH pågått sedan 1996. Försöksytorna har sått med 1, 2, 4, 8 och 12 olika arter av gräs, baljväxter och örter. Det finns totalt 72 försöksytor och för att upprätthålla rätt artsammansättning har det varje år utförts ogräsrensning på försöksytorna. Försöket var beläget på tidigare åkermark. Alla försöksytor har skördats på hösten (i mitten av augusti) och de skördade växterna har förts bort. Försöksytorna som valdes ut är ogödslade och av storleken 2.2 x 2.2 m.

Mellan alla försöksytor odlades *Phleum pratense*. Försöksytorna var indelade i två block så att varje artblandning fanns i varje block. Försöket låg på tre svagt upphöjda ryggar för att undvika isskador.

Tabell 1. Månadsmedelvärden för luft och nederbörd i Umeå under perioden maj-oktober 2002 i jämförelse med perioden 1961-90 (Kvick, 2002).

År	Lufttemp. (°C) maj-oktober	Lufttemp. (°C) oktober	Nederbörd (mm) maj-oktober	Nederbörd (mm) oktober
2002	11.4	0.1	32	43
Normal 1961-90	10.25	3.8	56.5	62

2.1 Val av försöksytor

I detta försök undersöktes 30 av de totalt 72 försöksytorna (Tabell 2). Fjorton artblandningar valdes utifrån specifika kriterier. Dessa var att alla artantalsnivåer skulle vara med och att inom varje nivå skulle andelen baljväxter variera så mycket som möjligt. De ytor som enbart innehöll en art, monokulturer, valdes ut bland de arter som var mest dominerande i flerartsytorna, dvs. hade bäst tillväxt. För att kunna göra detta urval användes täckningsgradsobservationer som gjorts tidigare under sommaren 2002. Dessa gjordes genom att visuellt uppskatta täckningsgraden för alla arter som skulle finnas på respektive försöksyta. De 16 återstående försöksytorna är identiska replikat av de 14 utvalda försöksytorna.

Tabell 2. Artsammansättningen och procentuell baljväxtandel av antal sådda fröer i de 30 studerade försöksytorna.

Antal arter	Antal provytor (replikat)	Gräs	Baljväxter	Örter	Procentuell baljväxtandel
1	2	<i>Pa</i>	--	--	0
1	2	--	<i>Tp</i>	--	100
1	2	--	<i>Tr</i>	--	100
1	2	--	--	<i>Am</i>	0
1	2	<i>Pp</i>	--	--	0
2	2	--	<i>Th Tr</i>	--	100
2	2	<i>Pp</i>	<i>Tp</i>	--	50
2	2	<i>Fo</i>	--	<i>Am</i>	0
4	2	<i>Pa Pp</i>	<i>Tp Lc</i>	--	50
4	2	<i>Dg Fo</i>	--	<i>Rua Am</i>	0
4	2	<i>Fo</i>	<i>Th Tr</i>	<i>Am</i>	50
8	2	<i>Dg Pa Pp Fo</i>	<i>Th Tr</i>	<i>Lv Raa</i>	25
8	2	<i>Dg Fo</i>	<i>Tp Th Tr Lc</i>	<i>Rua Am</i>	50
12	4	<i>Dg Pa Pp Fo</i>	<i>Tp Th Tr Lc</i>	<i>Lv Raa Rua Am</i>	33

Am = *Achillea millefolium*, *Dg* = *Dactylis glomerata*, *Fo* = *Festuca ovina*, *Lc* = *Lotus corniculatus*, *Lv* = *Leucanthemum vulgare*, *Pa* = *Phalaris arundinacea*, *Pp* = *Phleum pratense*, *Th* = *Trifolium hybridum*, *Tp* = *Trifolium pratense*, *Tr* = *Trifolium repens*, *Raa* = *Ranunculus acris*, *Rua* = *Rumex acetosa*

2.2 Provtagning av växtbiomassan

Provtagningen av växter gjordes i mitten av augusti 2002. En ram med arean 100 cm² placerades i ett representativt område i provytan. Höjden på ramen var 5 cm, vilket medförde att en del ovanjordiskt växtmaterial lämnades kvar efter klippning. Det skördade växtmaterialet kommer i fortsättningen att kallas för växtbiomassan.

2.2.1 Beskrivning av växtarterna på försöksytorna

Växterna i provytorna är typiska för vallodling eller gräsmarker, det vill säga fleråriga gräs (*Poaceae*), baljväxter (*Fabaceae*) och andra dikotyledona örter.

Baljväxter

Baljväxterna lever i symbios med kvävefixerande *Rhizobium*-bakterier. I detta försök användes fyra baljväxter, nämligen *Trifolium pratense*, *Trifolium hybridum*, och *Lotus corniculatus*. Hos baljväxterna utvecklas ett rotsystem som hos de flesta består av en grov, djupgående, starkt förgrenad huvudrot (Bilaga 1). Övervintringsknoppar, varifrån nya skott utvecklas, sitter på stambasen. *Trifolium repens* avviker från ovanstående beskrivning genom att utveckla ett rotsystem bestående av en kort huvudrot och många sidorötter från de långa, krypande stjälkarna (stolonerna) (Fogelfors, 2001).

Gräs

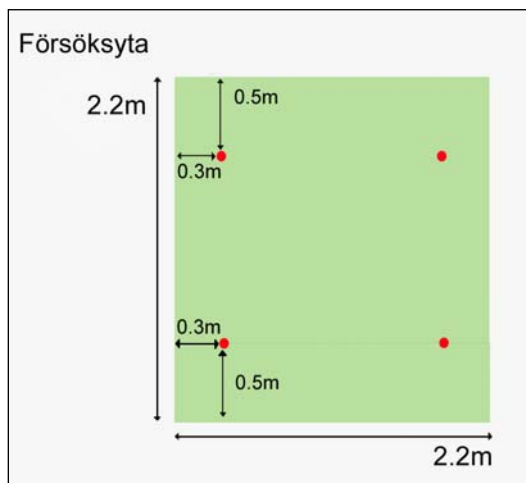
I försöket ingick fyra gräsarter (*Phleum pratense*, *Dactylis glomerata*, *Phalaris arundinacea*, *Festuca ovina*) (Bilaga 1). Gräsfamiljen omfattar ett stort antal arter varav de flesta är fleråriga och kan beroende på växtsätt antingen vara tuv- eller mattbildande. De fleråriga gräsen har en underjordisk jordstam av varierande längd, mycket kort till krypande. Från denna utvecklas hos vissa arter under- och/eller ovanjordiska utlöpare i olika omfattning. Gräsen är mestadels rosettväxter. Under våren utvecklas de flesta skott till ett blad- eller blombärande strå (Fogelfors, 2001).

Örter

I försöket användes de perenna örterna *Achillea millefolium*, *Leucanthemum vulgare*, *Ranunculus acris* och *Rumex acetosa*. Detaljerad information om de utvalda örterna finns i Bilaga 1.

2.3 Jordprovtagning

Jordprovtagning på de utvalda försöksytorna genomfördes i slutet av oktober 2002. Vid jordprovtagningen användes en jordborr (2.2 cm i Ø) på fyra ställen med ett djup på 0-10 cm (Fig. 2). De mått som anges i Figur 2 användes vid optimala förhållanden, dvs. på försöksytor där växttäcket var helt. Några av försöksytorna innehöll kala fläckar i växttäcket. Kala fläckar undveks vilket resulterade i att provtagningsavstånden kunde variera något. Provtagningspunkterna var vid optimala förhållanden placerade 0,3 m från kanten för att undvika eventuella kanteffekter (artsammansättningen kan vara annorlunda i kantområdena). Efter att proverna samlats in sållades de och frystes i flera delprover så att varje analys kunde ske på nyupptinade prover.



Figur 2. Försöksytornas provtagningspunkter vid optimala förhållanden.

2.4 Analyser

Rotvikt

Rötterna sållades (2 mm maskvidd) och sköljdes rena från jord i ett finmaskigt nät. Därefter placerades rötterna i en 60 °C varmluftsugn under 24 h, och vägdes sedan. Rotvikten per jordvolum räknades ut (i fortsättningen kallat rotbiomassa per jordvolum).

Vattenhalt

Delprover av jorden vägdes i deglar, och torkades i 105 °C i 24 h. Därefter vägdes jorden igen.

pH

pH-värdet bestämdes genom att jordproven blandades med milliporvatten (Emteryd, 1989). Till 10 g jord tillsattes 50 ml koldioxidfritt milliporvatten (kokat 15 minuter) och sattes på skakbord under 15 minuter. Sedan fick lösningen stå över natten i rumstemperatur före pH-mätningen. Innan pH-meter användes och även mellan pH-mätningarna kalibrerades den.

Kvävekoncentration i biomassan

Växtbiomassan delades upp på arter och eventuellt ogräs och torkades i 60 °C. Därefter maldes växtmaterialet till ≤ 0.5 mm. Ett sammanvägt prov med samma artsammansättning som i skörden analyserades från varje yta m.a.p. C och N (elementaranalysator, PerkinElmer 2400 CHN; Miljöanalyslaboratoriet SLU, Umeå).

Extraktion av oorganiskt kväve

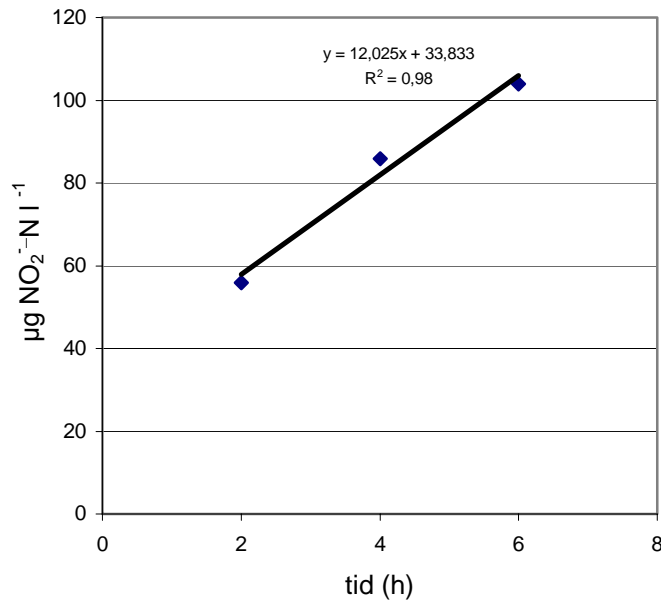
Först vägdes 10 g jord upp till 50 ml 2 M KCl. Extraktionen med KCl gjordes för att ammoniumjonerna, bundna till jordpartiklarna, byter plats med kalium-jonerna och löses ut i extraktionslösningen. Därefter sattes blandningen på skak under 2 timmar i ett vattenbad som höll 30 °C. Sedan togs ett delprov ut och centrifugerades i 30 minuter i 3000 x g. Proverna frystes direkt efter centrifugeringen. Innan analysen tinades proverna. Proverna analyserades med avseende på ammonium och nitrat med hjälp av Flow Injection Analysis (Techator 5012, Foss Techator) enligt Emteryd, (1989).

Kvävemineralisering

Kvävemineralisering (i fortsättningen kallat anaerob kvävemineralisering) innebär att organiskt kväve ombildas till oorganiskt kväve (NH_4^+). Från jordproverna vägdes 10 g och därefter tillsattes 25 ml milliporvatten (Stenberg, et al. 1998). Sedan inkuberades proverna anaerobt under en vecka i 37 °C. Fördelarna med anaerob gentemot en aerob miljö är att man enbart behöver analysera ammonium. Det är även lättare att upprätthålla en anaerob miljö i jämförelse med en aerob miljö, som skulle behöva en kontinuerlig syretillförsel. Den anaeroba miljön bildades genom utbyte av luften mot kvävgas i gastäta 100 ml kolvar. Först sögs all luft ut ur kolven och vakuum bildades, därefter tillsattes kvävgas i kolven. Detta upprepades 3 ggr. Extraktionen och analysen av NH_4^+ skedde enligt ovan. Blankprover togs både före och efter inkubationen och inga höjningar i ammoniumkoncentrationen kunde avläsas. Den anaeroba kvävemineraliseringen beräknades som höjningen av ammoniumkoncentration i jorden jämfört med extraktion utan anaerob inkubation, se ovan.

Potentiell ammoniumoxidation

Nitrifikation sker i två steg, ammonium oxideras till nitrit och nitrit vidare till nitrat. I andra steget kan bildningen av nitrit till nitrat blockeras genom tillsats av natriumklorat (Jarvis, et. al. 2002). Nitrit kommer då att ackumuleras i proverna. Nitrithalten kan sedan analyseras m.h.a Flow Injection Analysis (Techator 5012, Foss Techator). Eftersom hastigheten av nitritbildningen var konstant kunde den räknas ut m.h.a. linjär regression (Fig. 3). Metoden är mycket känslig eftersom nitrit normalt finns i mycket små mängder, vilket ger lågt bakgrundsbrus. Vid mätning av potentiell ammoniumoxidation (i fortsättningen kallat potentiell nitrifikation) är det inte ammonium som är begränsande, utan hastigheten bestäms främst av storleken hos den ammoniumoxiderande bakteriepopulationen.



Figur 3. Ackumulering av nitrit över tiden under mätning av potentiell nitrifikation.

Inkubationslösningen och bruksbuffert blandades enligt Jarvis et. al. (2002). Brukslösningen innehöll kaliumfosfatbuffert 0,885 mM, 3,8 mM ammoniumsulfat och 15 mM natriumklorat. Från varje jordprov vägdes 25 g upp och jorden inkuberades utan tillsatser i 25 °C över natten. Därefter tillsattes 100 ml av brukslösningen till flaskorna. Flaskorna var försedda med hål i plastlocken för att förhindra att det bildades anaeroba förhållanden i flaskan. Därefter ställdes flaskorna på ett skakbord i ett 25 °C vattenbad. Ett 5 ml delprov togs från varje flaska efter två timmar på skakbordet. Efter det togs 5 ml prov varannan timme två ggr till, vilket resulterade i en total inkubationstid på 6 timmar (Jarvis, et. al. 2002 modifierad (färre provtagningar gjordes i detta försök)). Därefter centrifugerades provet i 2 minuter i ca 3000 x g (Torstensson, 1993) och provernas nitrithalt analyserades inom ett dygn med hjälp av Flow Injection Analysis (Techator 5012, Foss Techator). Proverna förvarades kyllda till dess att de analyserades. Även här användes blankar under provtagningen och inga höjningar av NO₂⁻ halterna kunde avläsas.

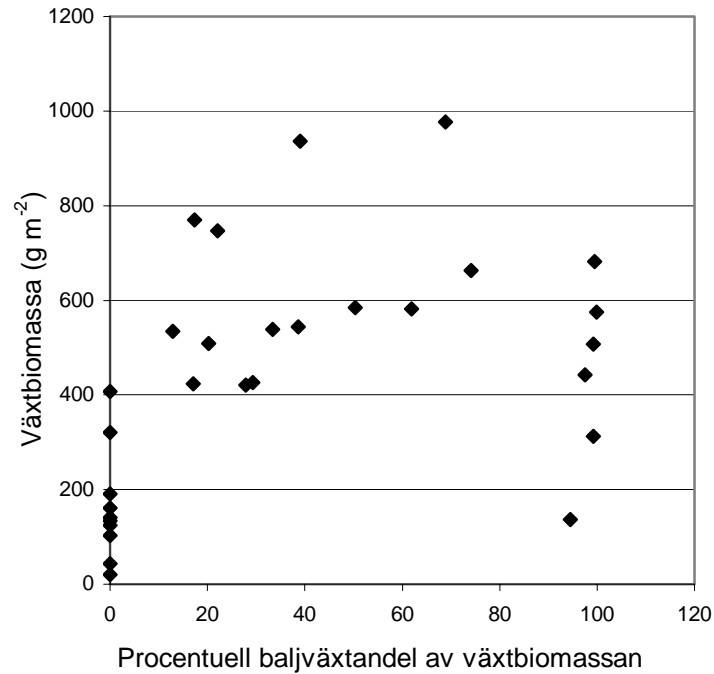
2.4.1 Statistisk bearbetning

För statistisk bearbetning av datamaterialet användes ANOVA, variansanalys i Systat version 10.2. Till oberoende faktorer valdes antal arter och block samt interaktionen block*antal arter (Tabell 3). Den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan användes som kovariat eftersom tidigare studier visat att denna varit avgörande (Spehn, et al. 2002). För den beroende variabeln pH användes även nitrat (NO₃⁻) som kovariat eftersom det observerats ett samband mellan dessa variabler.

3. Resultat

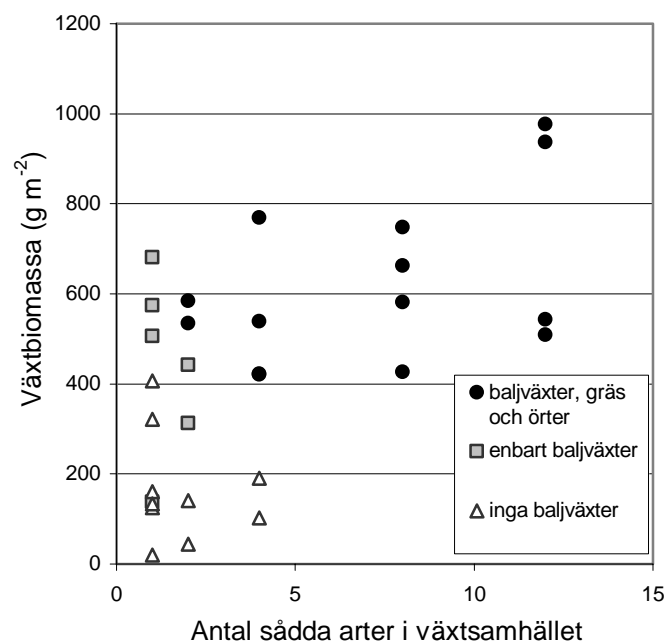
3.1 Växtsamhällen

3.1.1 Växtbiomassa



Figur 4. Växtbiomassa i förhållande till procentuell baljväxtandel av växtbiomassan.

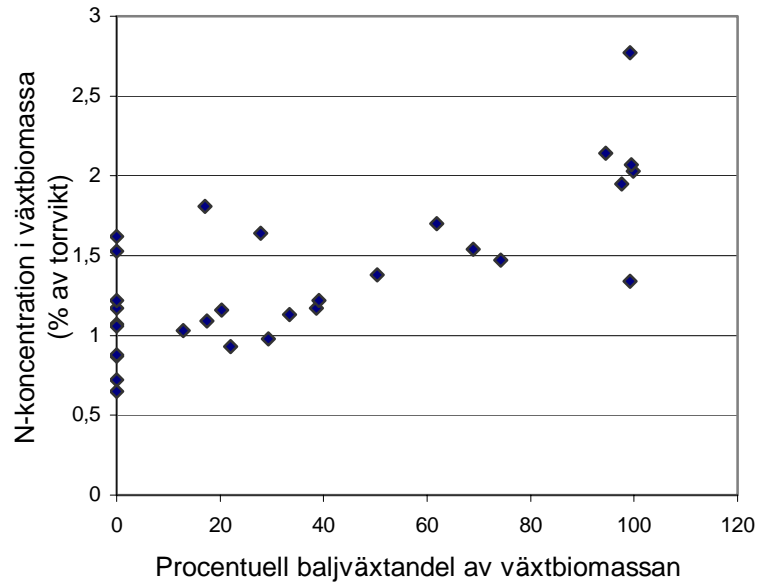
Växtbiomassan visade ett signifikant samband med den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan (Tabell 3). Biomassavärdena i Figur 4 tyder på en positiv interaktion mellan baljväxter och gräs och/eller örter.



Figur 5. Växtbiomassa i förhållande till antal sådda arter i växtsamhället.

Växtbiomassan visade ett signifikant positivt samband med antalet arter (Tabell 3 och Fig. 5). Det var en mycket lägre genomsnittlig växtbiomassa för monokulturerna i jämförelse med 12-artsytorna. I två- och fyra-artsytorna fanns den högsta växtbiomassan hos växtsamhällen med både baljväxter och/eller gräs och örter.

3.1.2 Kväveinnehåll i växtsamhällen

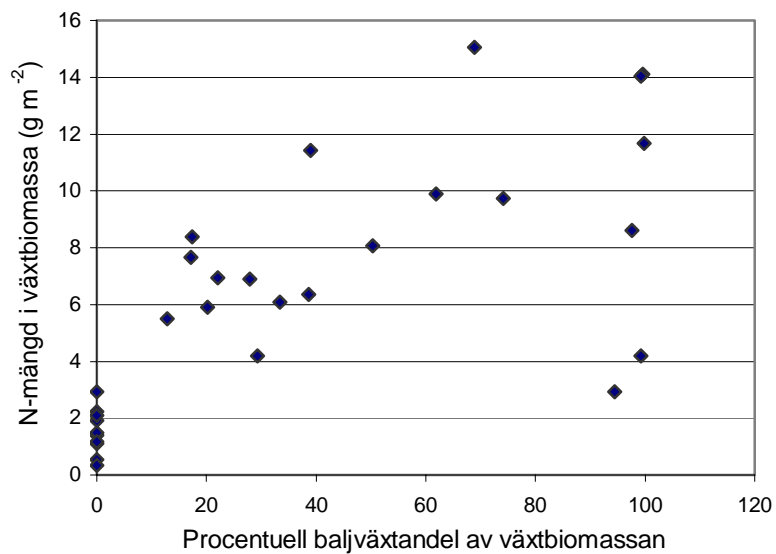


Figur 6. Kvävekoncentration i växtbiomassan i förhållande till procentuell baljväxtandel av växtbiomassan.

Det fanns en signifikant höjning av kvävekoncentrationen i växtbiomassan med ökande procentuell andel baljväxter i växtbiomassan (Tabell 3 och Fig. 6).

Tabell 3. Förklarad varians (r^2), antal frihetsgrader och sannolikhet (P) att förkasta en sann nollhypotes för de undersökta variablerna. De oberoende variabler som har markerats med fet stil är signifikanta enligt Anova (Systat).

Beroende variabel	r^2	Oberoende variabel	Frihetsgrader	P
Växtbiomassa g m ⁻²	0,662	block	1	0,794
		antal arter	4	0,007
		block*antal arter	4	0,211
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0,01
N-koncentration i växtbiomassa % av torrsvikt	0,679	block	1	0,533
		antal arter	4	0,336
		block*antal arter	4	0,897
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0
N-mängd i växtbiomassa g m ⁻²	0,714	block	1	0,628
		antal arter	4	0,091
		block*antal arter	4	0,452
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0
Anaerob kväve mineralisering mg NH ₄ ⁺ -N kg (torrsvikt) ⁻¹ dag ⁻¹	0,57	block	1	0,077
		antal arter	4	0,024
		block*antal arter	4	0,303
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0,974
Potentiell nitrifikation µg NO ₂ ⁻ -N kg (torrsvikt) ⁻¹ h ⁻¹	0,317	block	1	0,204
		antal arter	4	0,629
		block*antal arter	4	0,995
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0,024
Ammoniumkoncentration i jorden mg NH ₄ ⁺ -N kg (torrsvikt) ⁻¹	0,59	block	1	0,943
		antal arter	4	0,008
		block*antal arter	4	0,163
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0,642
Nitratkoncentration i jorden mg NO ₃ ⁻ -N kg (torrsvikt) ⁻¹	0,78	block	1	0,33
		antal arter	4	0,033
		block*antal arter	4	0,659
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0
pH	0,559	block	1	0,289
		antal arter	4	0,34
		block*antal arter	4	0,96
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0,071
		nitratkoncentration i jorden mg NO₃⁻-N kg (torrsvikt)⁻¹	1	0,003
Rotbiomassa per jordvolym mg cm ⁻³	0,53	block	1	0,201
		antal arter	4	0,161
		block*antal arter	4	0,707
		procentuell baljväxtandel av växtbiomassan	1	0,008



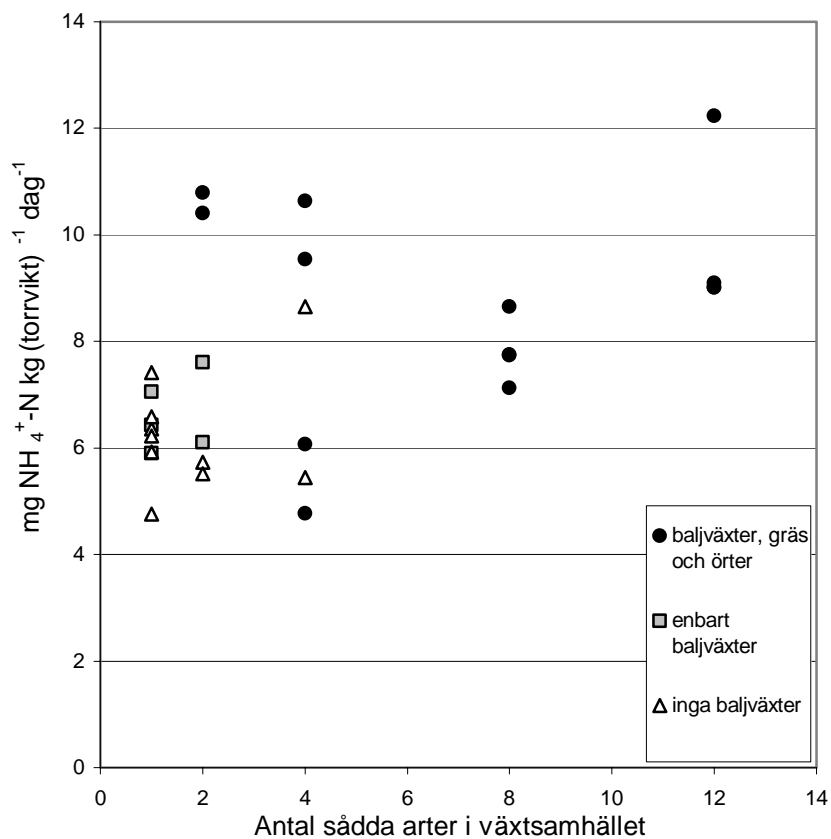
Figur 7. Kvävmängd i växtbiomassan i förhållande till procentuell baljväxtandel av växtbiomassan.

Kvävmängden i växtbiomassan ökade med ökande procentuell andel baljväxter i växtbiomassan (Fig. 7). Detta samband är inte lika tydligt som sambandet mellan kvävekoncentration och växtbiomassa (Fig. 6) eftersom även örter och gräs kan gynnas av den ökande kvävmängden som blir tillgängligt p.g.a. kvävefixerande baljväxter. Därför blev kvävmängden högst vid 60-80 % baljväxtandel av växtbiomassan.

Däremot fanns det inget signifikant samband mellan antal arter och kvävmängden i växtbiomassan, men en tendens till signifikant samband ($p=0,091$) kunde ses (Tabell 3).

3.2 Kväveprocesser

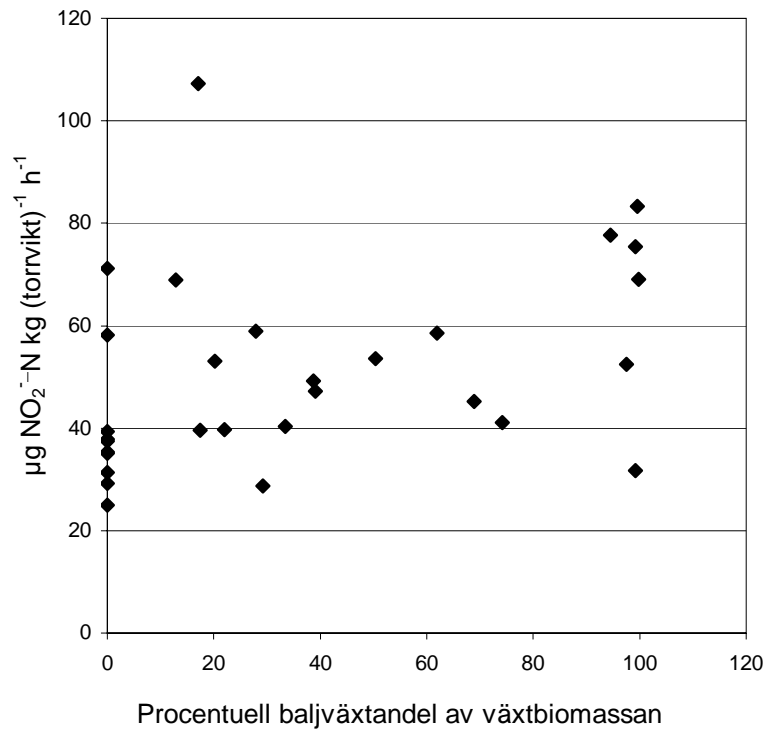
3.2.1 Anaerob kvävemineralisering



Figur 8. Anaerob kvävemineralisering i jord i förhållande till antal sådda arter i växtsamhället.

Den anaeroba kvävemineraliseringen som uppmättes i jorden var signifikant påverkad av antalet växtarter i växtsamhället (Tabell 3 och Fig. 8). I jorden från monokulturer var kvävemineraliseringen lägre än i jord från fler-artsytor, speciellt 12-artsytor (fyra punkter, två respektive två punkter på varandra). Den lägsta mineraliseringshastigheten i jord från 12-artsytorna var högre än den högsta i jord från monokulturer.

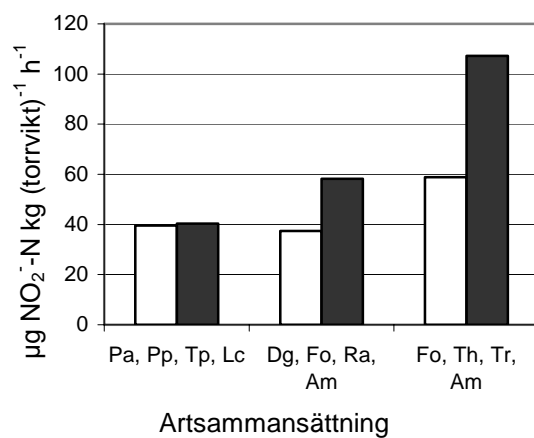
3.2.2 Potentiell nitrifikation



Figur 9. Nitrifikationspotentialen i jord i förhållande till procentuell baljväxtandel av växtbiomassan.

Nitrifikationspotentialen hade ett positivt samband med den procentuella baljväxtandelen av växtbiomassan (Tabell 3 och Fig. 9). Vid mätning av potentiell nitrifikation är det inte ammonium eller miljövariabler som är begränsande, utan hastigheten bestäms främst av storleken hos den ammoniumoxiderande bakteriepopulationen.

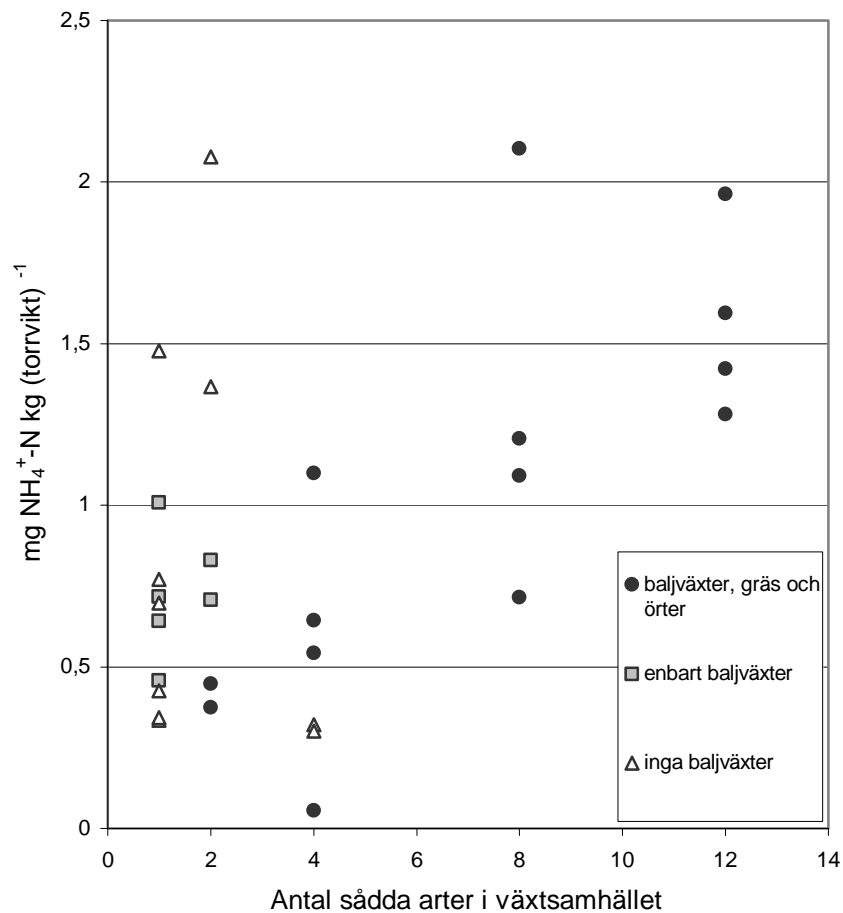
Det fanns minst två försöksytor med samma artsammansättning. I Figur 10 visas ett exempel på en jämförelse av nitrifikationspotentialen mellan försöksytor med identisk artsammansättning. Samstämmigheten hos försöksytor med samma arter var varierande, ibland var samstämmigheten perfekt men ibland mindre god.



Figur 10. Jämförelse av nitrifikationspotentialen ($\mu\text{g NO}_2^- \text{N kg (torrvikt)}^{-1} \text{h}^{-1}$) i jord från tre par av fyra-artsytor. Varje par har identisk artsammansättning (vit och svart stapel). Förkortningar enligt bilaga 3.

3.3 Kvävekoncentrationer

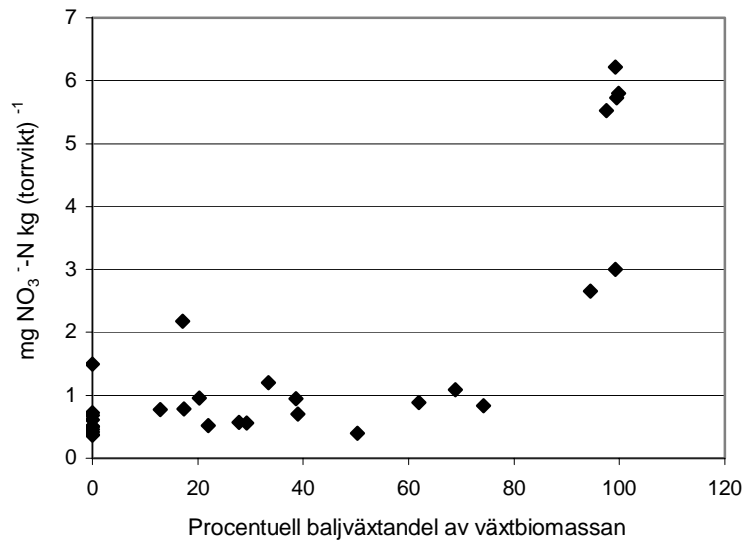
3.3.1 Ammoniumkoncentration



Figur 11. Ammoniumkoncentration i jord i förhållande till antal sådda arter i växtsamhället.

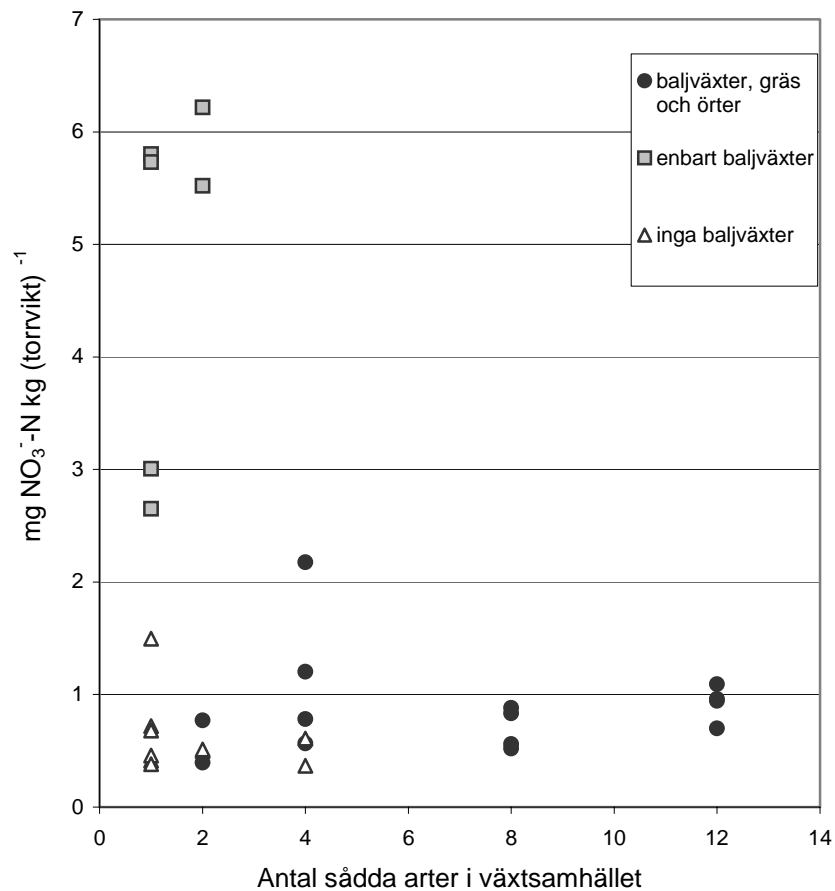
Ammoniumkoncentrationen i jorden hade ett signifikant positivt samband med antal sådda arter i växtsamhället (Tabell 3 och Fig. 11). 12-artsytorna innehöll dock inte den högsta koncentrationen av ammonium, men däremot hade de en i medeltal högre koncentration än ytor med färre arter. Spridningen var stor men även med linjär regression var sambandet signifikant (Tabell 3).

3.3.2 Nitratkoncentration



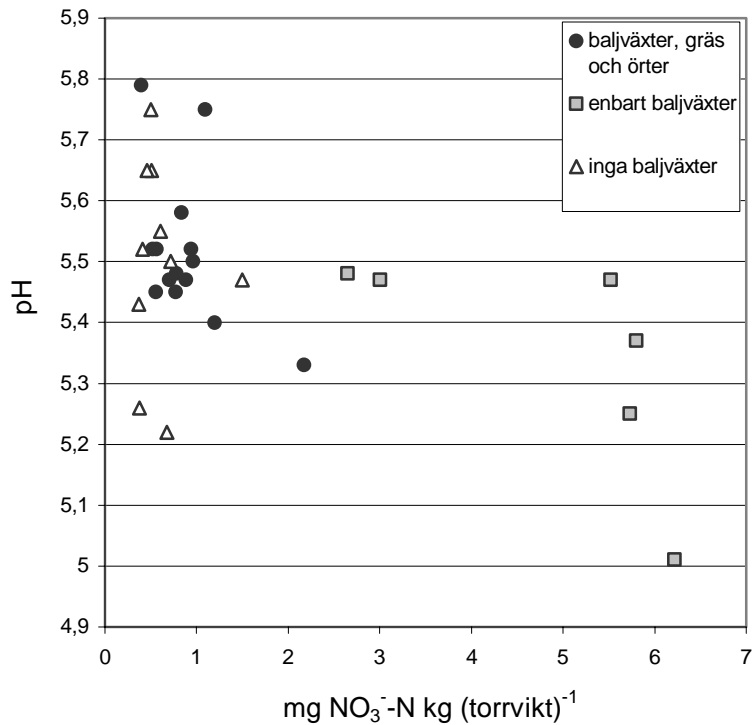
Figur 12. Nitratkoncentration i jord i förhållande till procentuell baljväxtandel av växtbiomassan.

Nitratkoncentrationen var signifikant högre i försöksytor med en högre procentuell baljväxtandel av växtbiomassan (Tabell 3 och Fig. 12).



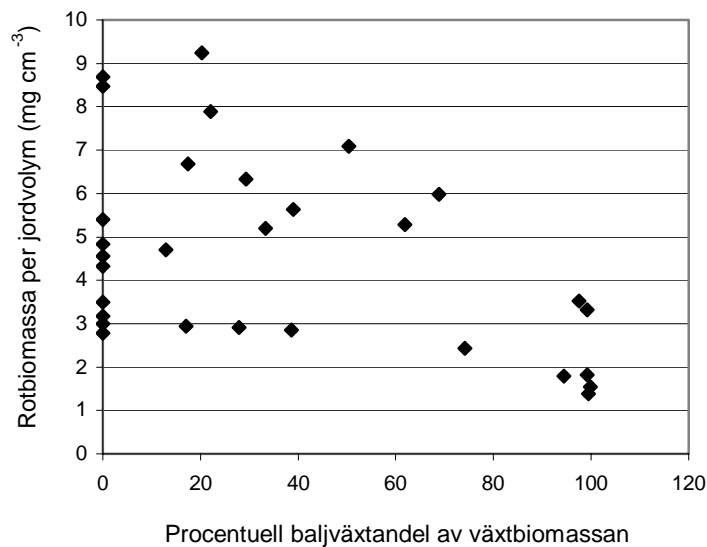
Figur 13. Nitratkoncentration i jord i förhållande till antal sådda arter i växtsamhället.

Nitratkoncentrationen var signifikant påverkad av antalet arter. Jord från ytor med enbart baljväxter visade de högsta nitratkoncentrationerna (Fig. 13). Nitratkoncentrationen under *Phleum pratense* och *Achillea millefolium* var låga, och något högre koncentration fanns under *Phalaris arundinacea*.



Figur 14. pH i förhållande till nitratkoncentration i jorden.

Ytor med en hög koncentration av nitrat hade ett signifikant lägre pH (Tabell 3 och Fig. 14). Rena baljväxtytor uppvisade en försurning av i medeltal 0,17 pH-enheter jämfört med de övriga ytorna.



Figur 15. Rotbiomassa per jordvolym i förhållande till procentuell baljväxtandel av växtbiomassan.

Rotbiomassa per jordvolym visade ett signifikant negativt samband med den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan (Tabell 3 och Fig. 15).

4. Diskussion

4.1 Växtsamhällen

4.1.1 Växtbiomassa

Växtbiomassan visade ett signifikant samband med både den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan och antal sådda arter i växtsamhället (Fig. 4 och 5). Monokulturernas växtbiomassa var i genomsnitt mycket lägre än för 12-artsytor. I tidigare studier inom BIODPTH i Umeå visades att växtbiomassan ökade med ökad artdiversitet (Mulder, et al. 2002, Palmborg, et al. 2005). Att växtbiomassan ökar vid en höjning av antalet arter kan bland annat förklaras av ett mera effektivt kväveupptag som kan bero på att arternas näringsupptag ej inträffar vid samma plats och tidpunkt. En annan faktor som också påverkar biomassan är positiva interaktioner mellan arter, t.ex. baljväxt/gräs -interaktioner som ger effektivare kväveutnyttjande (Hector, et al. 1999, Mulder, et al. 2002, Tilman, et al. 1997).

Tilman, et al. (1997) visade att artsammansättningen och artdiversiteten var av signifikant betydelse för ekosystemets processer. Mina resultat överensstämmer med dessa. De parametrar som studerades var växtbiomassan, kväveinnehållet i växtbiomassan, markens NH_4^+ och NO_3^- -koncentrationer. Den studien visade även att funktionella grupper och den funktionella diversiteten hade större betydelse för ekosystemets processer än artdiversiteten. Ett experiment i Kalifornien visade däremot att artsammansättningen, dvs. växternas egenskaper (rotlängd, försvar, tillväxt, reproduktion m.m.) var minst lika betydelsefulla som ett ökat antal funktionella grupper för ekosystemets processer. Under kritiska perioder i växtsäsongen kunde även ökad konkurrens vid ökad diversitet förhindra en ökning av primärproduktionen, exempelvis under torka. Andra tider på året kunde högre artdiversitet leda till en situation där växter använde olika resurser, s.k. nischdifferentiering (Hooper, 1998).

En holländsk studie visade att även i växtsamhällen utan baljväxter ökade växtbiomassan med ökat antal arter. Produktiviteten ökade inte på grund av högproduktiva arter, men däremot ökade den totala biomassan då ett antal lågproduktiva arter samexisterade. Detta styrker hypotesen att nischdifferentiering mellan arter kan öka produktionen i gräsmarker, trots att växtsamhällena enbart innehåller gräs och örter (Van Ruijven, et al. 2003).

4.1.2 Kväveinnehåll i växtsamhällen

Kvävemängden i växtbiomassan är en produkt av kvävekonzentrationen i växtbiomassan och mängden växtbiomassa. Växtbiomassans kvävemängd ökade signifikant med en ökning av den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan (Fig. 7). Sambandet med antal arter var mindre tydligt än med den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan. Den högsta kvävemängden i växtbiomassan fanns vid en blandning av de olika funktionella grupperna vid en procentuell baljväxtandel i växtbiomassan på 60-80 % (Fig. 7). Att kvävemängden var mest beroende av andelen baljväxter visades också av Mulder, et al. (2002). Andra studier har visat att kvävemängden i växtbiomassa var högre i de mer diversa växtsamhällena och att det fanns ett positivt samband med både närvaron av baljväxter och artdiversiteten (Scherer-Lorenzen, et al. 2003, Spehn, et al. 2002).

Två av de rena baljväxtytorna i Figur 7 hade en relativt liten mängd kväve i växtbiomassan. En förklaring till detta kan vara *Trifolium repens* känslighet för torka eftersom de ytorna dominerades av denna art. *Trifolium repens* har ett grunt rotsystem (bilaga 1) och sommaren var varm och torr (Tabell 1), vilket ledde till dålig tillväxt.

Baljväxters inverkan kan ses som nischdifferentiering eftersom de inte konkurrerar med andra om kvävet i marken p.g.a. deras förmåga att ta upp kvävgas (N_2) från atmosfären. Kvävefixerande växter höjer även kvävetillgången för icke-baljväxter i närheten. Det fixerade kvävet görs tillgängligt genom mineralisering av baljväxternas förna (rötter, knölar och skott). En annan överföring till närliggande arter skulle kunna ske genom mykorrhiza, eftersom de flesta baljväxter har arbuskulär mykorrhiza (Spehn, et al. 2002) men detta är svårt att visa experimentellt.

4.2 Kväveprocesser

4.2.1 Anaerob kvävemineralisering

Den anaeroba kvävemineraliseringen visade ett signifikant positivt samband med antalet arter (Fig. 8). I fler-artsytor, speciellt 12-artsytor, ökade den anaeroba kvävemineraliseringen mycket i förhållande till monokulturerna. Anaeroba metoder som denna har visat sig överensstämja bra med resultat från kvävemineralisering in situ (i fält). Däremot är det troligt att mycket NH_4^+ som släppts ut under inkubationen är mineraliserat kväve från döda aeroba mikroorganismer som dött under dessa anaeroba förhållanden (Myrold, 1987).

Andra studier av ammonifikation i biodiversitetsexperiment saknas. Däremot finns studier av nedbrytningen av förna och annan markaktivitet som kan leda till högre kvävemineralisering. Markorganismer studerades i det schweiziska BIODPTH-försöket. Den högre produktiviteten ovan jord i diversa växtsamhällen påverkade markorganismerna i olika hög grad. I monokulturer var växtbiomassan 150 % lägre än i fler-artsytor men den mikrobiella biomassan var däremot bara 15 % lägre. Sork och dagmaskar påverkades däremot mer än mikroorganismer, vilket ger indikationer om att en högre trofisk nivå kan påverkas mer än en lägre trofisk nivå. Man fann en 30 %-ig minskning av dagmaskars biomassa till följd av att växtarterna reducerades från 31 till 5 (Spehn, et al. 2000). En högre mikrobiell biomassa i mer diversa växtsamhällen kan vara en del av förklaringen till ökningen av den anaeroba kvävemineraliseringen i fler-artsytor i denna studie.

Mina resultat visar tydliga indikationer på att ett mera divers växtsamhälle kan inverka gynnsamt på mikrobiella processer. En studie inom BIODPTH-försöket i England undersökte hur antalet växtarter inverkade på nedbrytningshastigheterna av förna. Det gjordes två experiment som undersökte olika nedbrytningsaspekter. Det första experimentet undersökte hur förändringar i artdiversiteten skulle kunna påverka nedbrytningen genom förändringar i förnans artsammansättning. Det andra experimentet undersökte hur förändringar i artdiversiteten skulle kunna påverka nedbrytningen genom förändring i den mikrobiella miljön. Resultatet från det första experimentet visade inga signifikanta effekter av ökat antal arter, tvärtom vad min studie visar. Däremot uppvisades signifikanta effekter av artsammansättningen på förnans kemi och nedbrytningshastighet. *Trifolium repens* hade den högsta nedbrytningshastigheten av alla monokulturer som undersöktes och lägst hade tre gräsarter: *Agrostis capillaris*, *Holcus lanatus* och *Festuca rubra*. I allmänhet fanns det en tendens till att baljväxter och örter hade högre nedbrytningshastighet i jämförelse med gräs. Det andra experimentet visade en signifikant men mindre betydande sänkning av

nedbrytningshastigheten vid minskad artdiversitet men ingen signifikant effekt av artsammansättningen (Hector, et al. 2000).

I det tyska BIODDEPTH-experimentet var nedbrytning av förna från växtsamhällen med baljväxter snabbare än nerbrytning av annan förna (Scherer-Lorenzen, et al. 2003). Detta är liknande resultat som i denna studie, där jag hade högst anaerob kvävemineralisering uppmättes i fler-artsytor med baljväxter. Däremot var nedbrytningen av ren baljväxtförna snabbast i Tyskland medan ammonifikationen var relativt låg i rena baljväxtytor i den här studien.

Wardle, et al. (1997) studerade förna från 32 arter, vilka delades in i fyra funktionella grupper (kortlivade örter, långlivade örter, gräs och träd) med vardera åtta arter. Därefter blandades växternas förna från de olika grupperna. När blandningar gjordes av förna från växter med högt kväveinnehåll eller från olika funktionella grupper visades en höjning av nedbrytningen genom synergistiska interaktioner mellan arterna. Detta skulle medföra att förna av hög kvalitet kunde stimulera nedbrytning av annan förna. Mina resultat stämmer delvis in på detta resonemang eftersom den anaeroba mineraliseringen var störst i fler-artsytorna, där olika sorters förna blandas.

Hög nedbrytningshastighet kan ge hög kvävemineralisering men detta gäller inte alltid. I en nordamerikansk studie har ökad produktivitet och motsvarande lägre nivåer av tillgängligt markkväve observerats i fler-artsytor utan att detta var kopplat till snabbare nedbrytningshastigheter eller snabbare kväveomsättning. Det mesta av kvävet som mineraliseras från förnans organiska material kommer att immobiliseras i mikrobiell biomassa, som i sin tur måste brytas ned för att frigöra kvävet. Markorganismerna kontrollerar alltså kvävet kretslopp, men växter reglerar den kol-tillförsel som kontrollerar den mikrobiella aktiviteten. Växtkvaliteten kontrollerar således kvävet kretslopp indirekt eftersom växtens kol-utsöndring kontrollerar den mikrobiella immobiliseringen (Knops, et al, 2002).

4.2.2 Potentiell nitrifikation

Nitrifikationspotentialen visade ett positivt samband med den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan (Fig. 9). Även i BIODDEPTH-experimentet i Tyskland fann Scherer-Lorenzen, et al. (2003) att baljväxtsamhällen hade signifikant högre nitrifikationshastigheter. Den undersökningen var dock gjord i fält.

Variationen var ofta stor mellan ytor med samma artsammansättning eller ytor med samma baljväxtandel (Fig. 9 och 10). Detta gör att man främst kan konstatera att samtliga jordar har potential för nitrifikation. Ammonifikationshastigheten och nitrifikationspotentialen är svåra att jämföra direkt eftersom inkubationerna var gjorda under väldigt olika förhållanden.

4.3 Kvävekonzentrationer

4.3.1 Ammoniumkoncentration

Ammoniumkoncentrationen visade ett signifikant samband med antal sådda arter i växtsamhället (Fig. 11). Den höga ammoniumkoncentrationen i 12-artsytornas kan bero på den höga ammonifikationen (Fig. 8). Däremot minskas denna koncentration ifall det råder hög nitrifikation som omvandlar ammonium till nitrat. Den låga ammoniumkoncentrationen i en- och två-artsytorna med enbart baljväxter (Fig. 11) överensstämmer med att den högsta nitrifikationspotentialen erhöles i jord från dessa växtsamhällen (Fig. 9). Växternas upptag av ammonium kan också leda till en minskning av ammoniumkoncentrationen. Andra studier har visat liten eller ingen relation mellan kvävemängd i mark och artdiversitet, eller mot ammoniumkoncentrationen i marken, men däremot finns tydliga effekter av vissa arter och funktionella grupper (Hooper, et al. 1998).

4.3.2 Nitratkoncentration

Nitratkoncentrationen var signifikant påverkad av både den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan och antal sådda arter i växtsamhället. Nitratkoncentrationen var högst i ytor med enbart baljväxter (Fig. 12 och 13). Den högsta nitrifikationspotentialen observerades där baljväxter stod för den största delen av biomassan, men vid jämförelse med den potentiella nitrifikationen (Fig. 9) var det större variation i koncentrationerna av nitrat. En förklaring till det höga innehållet av nitrat i marken under baljväxter kan vara att baljväxterna genom kvävefixerande bakterier kan ta upp kvävgas (N_2) från luften och inte behöver satsa på upptag från marken (Jumpponen, et al. 2002).

Tidpunkten för provtagningen utgör en viktig faktor, eftersom koncentrationen av nitrat är högre på hösten (Fogelfors, 2001). En orsak till de relativt höga koncentrationerna på hösten är att de nedbrytande markorganismerna fortsätter sitt arbete även efter det att växten avslutat sitt näringsupptag. De arbetar så länge marktemperaturen ligger ovanför nollpunkten, även om det går långsammare vid låga temperaturer (Fogelfors, 2001).

Nitrifikationsbakterier gynnas av god tillgång på syre, värme, neutralt pH och lite vatten i marken. Den mest optimala miljön för bildning av nitratjoner är en väl-dränerad, neutral till måttligt sur jord (Fogelfors, 2001). Tidpunkten för denna provtagning ägde rum i slutet av oktober år 2002. Medeltemperaturen i oktober 2002 var $0.1\text{ }^\circ\text{C}$, vilket är något lägre temperatur än genomsnittet på $3.8\text{ }^\circ\text{C}$ år 1961-90 (Tabell 1). Den genomsnittliga nederbörden under denna period var 43 mm och i jämförelse med genomsnittet (62 mm åren 1961-90), var detta en relativt nederbördsfattig höst (Tabell 1). Proverna innehöll en låg vattenhalt av ca. 14 %, vilket ej bör ge syrebrist som hämmar nitrifikationsbakterierna.

Nitrifikationen är försurande. Försurningen motverkas om NO_3^- tas upp av växter men blir bestående om NO_3^- utlakas eller denitrifieras. Detta samband går tydligt att utläsa i Figur 14, där det främst är försöksytorna med enbart baljväxter som har högre halter av nitrat och även lägre pH.

I Figur 13 var nitratkoncentrationerna lägre i fler-artsytorna än i en-artsytorna. En förklaring till minskningen av nitratkoncentrationen vid ökningen av antal arter kan vara att där finns icke-kvävefixerande arter närvarande som kan ta upp kvarlämnad NH_4^+ och NO_3^- . Rena

baljväxtytor visade sig också ha en lägre rotbiomassa än övriga ytor (Fig 15). Detta kan förklara de högre nitrathalterna i dessa ytor.

Växter kan även förändra sitt näringsupptag beroende på om de är odlade i monokulturer eller tillsammans med andra (Jumpponen et al. 2002). Detta samspel kallas nischdifferentiering. Jumpponen et. al (2002) studerade olika monokulturers och två-artsblandningars upptag av kväve ($^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$) som injicerats till olika markdjup. Monokulturer av *Festuca ovina* och *Achillea millefolium* tog upp ^{15}N från både 5 och 20 cm djup. I två-artsblandningen av dessa togs ^{15}N företrädesvis upp vid 5 cm djup av *F. ovina* medan *A. millefolium* kunde öka sitt upptag vid 20 cm djup. Detta är ett tydligt exempel på nischdifferentiering.

En studie från BIODEPTH i Umeå 2000 (Palmborg, et al. 2005) visade att nitrathalterna minskade med ökat antal växtarter, precis som i denna studie. Kvävefixerande arter tillförde kväve till marken och icke-kvävefixerande arter höll kvar kvävet mera effektivt än de kvävefixerande arterna. Växtsamhällen med baljväxter visade sig ha ett positivt samband med växtbiomassan och nitratkoncentrationen, däremot visade växtsamhällen utan baljväxter ett negativt samband. Nitrat- och ammoniumhalten i blandade växtsamhällen utan baljväxter visade lika låga halter som de lägsta uppmätta halterna i respektive monokultur. I växtsamhällen med både baljväxter och icke baljväxter visades inget samband mellan växtbiomassa ovan jord och nitratkoncentrationen. Nitrathalten i dessa var lägre än medelhalten i respektive monokultur men högre än den lägsta halten som uppmätts i den. Resultaten indikerar att diversitetseffekterna på biomassan och kvävetillgången är mycket beroende av vilka arter som finns närvarande, speciellt om de kan fixera kväve eller bygga upp mycket biomassa (Palmborg, et al. 2005).

Även Scherer-Lorenzen, et al. (2003) fann i ett liknande försök i Tyskland att växtsamhällen som hade en hög andel baljväxter förlorade signifikant mer nitrat än växtsamhällen utan baljväxter. I flerartsytor kunde de icke kvävefixerande växterna effektivt använda det oorganiska kvävet som frigjordes genom mineralisering utan att något läckage av nitrat inträffade. Nitratkoncentrationerna visade sig även variera under året med de högsta värdena under vintersäsongen och de lägsta under växtperioden. Den låga koncentrationen av nitrat under tillväxtperioden kan förklaras av effektivt växtupptag och den förhöjda mikrobiella immobiliseringen. Detta samband var tydligast för mera diversifierade växtsamhällen. I allmänhet gick det även att se en trend där nitratförlusterna minskade vid en ökning av artdiversiteten.

I Schweiz gjordes en biodiversitetsstudie som visade att nitratkoncentrationen i marken var högst i växtsamhället med det lägsta artantalet (Niklaus, et al. 2001), vilket stämmer bra med resultaten från denna studie.

5. Slutsatser

- Kvävemängden i växterna ökade med ökande procentuell andel baljväxter i växtbiomassan upp till 60-80 % av växtbiomassan. I rena baljväxtsamhällen var dock kvävemängden lägre. Detta kan bero på att icke kvävefixerande arter gynnades av den ökande kvävemängden som blev tillgänglig vid nedbrytning av förna från de kvävefixerande baljväxterna.
- Den anaeroba kvävemineraliseringen som uppmättes i jord visade signifikant samband enbart med antal växtarter. Det var en lägre kvävemineralisering i jord från försöksytor med monokulturer än i jord från fler-artsytor, speciellt 12-artsytor.
- Nitrifikationspotentialen var positivt korrelerad till den procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan. Hastigheten varierade mycket mellan ytor med samma artsammansättning. Den stora variationen gör att man främst kan konstatera att samtliga jordar har potential för nitrifikation. Nitrifikationspotentialen visade inte något signifikant samband med antalet växtarter.
- Ammoniumkoncentrationen varierade signifikant mellan de olika artantalsnivåerna. 12-artsytorna innehöll dock inte de högsta koncentrationerna av ammonium, men däremot hade de i medeltal högre koncentration än ytor med färre arter. Ytor med en blandning av baljväxter, gräs och örter hade högst ammoniumkoncentration. Den höga ammoniumkoncentrationen i 12-artsytor kan bero på en hög ammonifikation. Något signifikant samband mellan ammoniumkoncentrationen och andel baljväxter fanns inte.
- Nitratkoncentrationen var signifikant högre i försöksytor med enbart baljväxter. Detta kan förklaras av att den högsta nitrifikationspotentialen fanns där baljväxter stod för den största delen av biomassan. Därför fanns högst nitrat hos försöksytor med den högsta procentuella andelen baljväxter i växtbiomassan. En förklaring till minskningen av nitratkoncentrationen vid ökningen av antal arter kan vara att icke-kvävefixerande arter fanns närvarande och kunde ta upp kvarlämnad NH_4^+ och NO_3^- . Detta kan ge en lägre förlust av nitrat från de växtsamhällen där baljväxterna var odlade tillsammans med andra grupper. Ett lägre pH i rena baljväxtytor indikerade att dessa ytor förlorat nitrat.

6. Tack

Ett stort tack vill jag framföra till min handledare Cecilia Palmborg som varit till stor hjälp vid genomförandet och bearbetningen av examensarbetet. Jag vill också tacka Ann-Sofi Hahlin som varit mycket hjälpsam under den laborativa delen av arbetet och alla andra vid Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap.

Referenser

- Brady, N. C., Weil, R. R. 2001. The nature and properties of soils. Prentice Hall. New Jersey.
- Emteryd, O. 1989. Kemiska och fysikaliska analysmetoder av oorganiska näringsämnen i växt, jord, vatten och luft, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig ståndortslära. -Stencil nr 11, Umeå.
- Fogelfors, H. 2001. Växtproduktion i jordbruket. Natur och kultur/LTs förlag. Borås.
- Granstedt, A., Högborg, E., Johansson, L., Weidow., B. 1986. Växtodlingens grunder. LTs förlag. Borås.
- Hector, A., Beale, A. J., Minns, S., Otway, J., Lawton J. H. 2000. Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment. – *Oikos* 90: 357-371.
- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., Finn, J. A., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Hogberg, P., Huss Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Korner, C., Leadley, P. W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C. P. H., O'Donovan, G., Otway, S. J., Pereira, J. S., Prinz, A., Read, D. J., Scherer Lorenzen, M., Schulze, E. D., Siamantziouras, A. S. D., Spehn, E. M., Terry, A. C., Troumbis, A. Y., Woodward, F. I., Yachi, S., Lawton, J. H. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. - *Science* 286: 1123-1127.
- Hooper, D. U. 1998. The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity. - *Ecology* 79: 704-719.
- Hooper, D. U., Vitousek, P. M. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. - *Ecological Monographs* 68: 121-149.
- Jarvis, Å., Svensson, K. 2002. Bestämning av potentiell ammoniumoxidation (PAO) i jord. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för mikrobiologi, Rapport MICRO-nr: 57.
- Jumpponen, A., Högborg, P., Huss-Danell, K., Mulder, C. P. 2002. Interspecific and spatial differences in nitrogen uptake in monocultures and two-species mixtures in north European grasslands. – *Functional Ecology* 16: 454-461.
- Knops, J. M. H., Bradley, K. L., Wedin, D. 2002. Mechanisms of plant species impact on ecosystem nitrogen cycling. - *Ecology Letters* 5: 454-466.
- Kvick, T. 2002. Väder och vatten. ISSN 0281-9619, SMHI, Norrköping
- Minns, A., Finn, J., Hector, A., Caldeira, M., Joshi, J., Palmborg, C., Schmid, B., Scherer-Lorenzen, M., Spehn, E., Troumbis, A. 2001. The functioning of European grassland ecosystems: potential benefits of biodiversity to agriculture. - *Outlook on Agriculture* 30: 179-185.
- Mulder, C. P. H., Jumpponen, A., Högborg, P., Huss-Danell, K. 2002. How plant diversity and legumes affect nitrogen dynamics in experimental grassland communities. - *Oecologia* 133: 412-421.
- Myrold, D. D. 1987. Relationship between microbial biomass nitrogen and a nitrogen availability index. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1047-1049.
- Näsholm, T., Huss-Danell, K., Högborg, P. 2000. Uptake of organic nitrogen in the field by four agriculturally important plant species. – *Ecology* 81: 1155-1161.
- Niklaus, P. A., Kandeler, E., Leadly, P. W., Schmid, B., Tschenko, D., Körner, C. 2001. A link between plant diversity, elevated CO₂ and soil nitrate. - *Oecologia* 127: 540-548.

- Palmborg, C., Scherer-Lorenzen, M., Jumpponen, A., Carlsson, G., Huss-Danell, K., Högberg, P. 2005. Inorganic soil nitrogen under grassland communities of different species composition and diversity. (Oikos, under revision).
- Palmborg, Cecilia (2004, 11 augusti) Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, SLU, Umeå, Personlig kommunikation.
- Ruz-Jerez, B. E., White, R. E., Ball, P. R. 1994. Long-term measurement of denitrification in three contrasting pastures grazed by sheep. - *Soil Biol. Biochem.* 26: 29-39.
- Scherer-Lorenzen, M., Palmborg, C., Prinz, A., Schulze, E-D. 2003. The role of diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. - *Ecology* 84: 1539-1552.
- Spehn, E. M., Joshi, J., Schmid, B., Alphei, J., Körner, C. 2000. Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems. *Plant and Soil* 224: 217-230.
- Spehn, E. M., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Hector, A., Calderia, M. C., Dimitrakopoulos., Finn, J. A., Jumpponen, A., O'Donovan, G., Pereira, J. S., Schulze, E. D., Troumbis, A. Y, Körner, C. 2002. The role of legumes as a component of biodiversity in a cross-European study of grassland biomass nitrogen. – *Oikos* 98: 205-218.
- Steineck, S., Gustafson, A., Richert Stintzing, A., Salomon, E., Myrbeck, Å., Albihn, A., Sundberg, M. 2000. Växtnäring i kretslopp. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjö Dahl-Svensson, K., Stenström, J., Torstensson, L. 1998. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. – *Soil Biol. Biochem.* 30: 393-402.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. - *Science* 277: 1300-1302.
- Törnqvist, L. 1987. Växterna och marken. Liber. Stockholm
- Torstensson, L. 1993. Guidelines; Soil Biological Variables in Environmental Hazard Assessment. Rapport 4262. Naturvårdsverket Förlag, Stockholm.
- Van Ruijven, J., Berendse, F. 2003. Positive effects of plant species diversity on productivity in the absence of legumes. – *Ecology Letters* 6: 170-175.
- Wardle, D. A., Bonner, K. I., Nicholson, K. S. 1997. Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. – *Oikos* 79: 247-258.
- Wedin, D. A., Tilman, D. 1990. Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. – *Oecologia* 84: 433-441.

Bilaga 1.

Artbeskrivning av baljväxter

	<i>Tp</i>	<i>Th</i>	<i>Tr</i>	<i>Lc</i>
Etableringshastighet	snabb	snabb	medel	långsam
Rotsystem	djupt	djupt	grunt	mycket djupt
Konkurrensförmåga i bestånd	stor	stor	liten	liten
Begynnande blomning	sen	sen	tidig	medelsen
Återväxtförmåga	god	god	mycket god	god
Torktålighet	bra	bra	dålig	mycket bra
Svampangrepp	känslig	mycket känslig	något känslig	tolerant

Källa: Fogelfors (2001), kompletterat med Palmborg (2004).

Tp = *Trifolium pratense*, *Th* = *Trifolium hybridum*, *Tr* = *Trifolium repens*, *Lc* = *Lotus corniculatus*

Artbeskrivning av gräs

	<i>Pp</i>	<i>Dg</i>	<i>Pa</i>	<i>Fo</i>
Etableringshastighet	långsam	snabb	långsam	långsam
Rotsystem	medel	djupt	mycket djupt	medel
Konkurrensförmåga i bestånd	medel	liten	stor	mycket liten
Begynnande ax/vippgång	sen	tidig	medel	mycket tidig
Återväxtförmåga	långsam	mycket snabb	långsam	långsam
Torktålighet	något svag	mycket bra	mycket bra	mycket bra
Svampangrepp	tolerant	något känslig	känslig	tolerant

Källa: Fogelfors (2001), kompletterat med Palmborg (2004).

Pp = *Phleum pratense*, *Dg* = *Dactylis glomerata*, *Pa* = *Phalaris arundinacea*, *Fo* = *Festuca ovina*

Artbeskrivning av örter

	<i>Am</i>	<i>Lv</i>	<i>Raa</i>	<i>Rua</i>
Rotsystem	grunt	grunt	grunt	grunt
Konkurrensförmåga i bestånd	liten	liten	liten	liten
Begynnande blomning	sen	sen	tidig	mycket tidig
Återväxtförmåga	liten	liten	liten	liten
Torktålighet	god	medel	medel	liten

Källa: Fogelfors (2001), kompletterat med Palmborg (2004).

Am = *Achillea millefolium*, *Lv* = *Leucanthemum vulgare*, *Raa* = *Ranunculus acris*, *Rua* = *Rumex acetosa*

Bilaga 2.

Monokulturer:

Försöksytor

5, 33 *Phalaris arundinacea*

21, 63 *Trifolium pratense*

35, 68 *Trifolium repens*

14, 67 *Achillea millefolium*

53, 60 *Phleum pratense*

Två-artsytor:

Försöksytor

19, 58 *Trifolium hybridum, Trifolium repens*

32, 55 *Phleum pratense, Trifolium pratense*

34, 47 *Festuca ovina, Achillea millefolium*

Fyra-artsytor:

Försöksytor

7, 62 *Phalaris arundinacea, Phleum pratense, Trifolium pratense, Lotus corniculatus*

20, 38 *Dactylis glomerata, Festuca ovina, Rumex acetosa, Achillea millefolium*

26, 37 *Festuca ovina, Trifolium hybridum, Trifolium repens, Achillea millefolium*

Åtta-artsytor:

Försöksytor

18, 42 *Dactylis glomerata, Phalaris arundinacea, Phleum pratense, Festuca ovina, Trifolium hybridum, Trifolium repens, Leucanthemum vulgare, Ranunculus acris*

45, 66 *Dactylis glomerata, Festuca ovina, Trifolium pratense, Trifolium hybridum, Trifolium repens, Lotus corniculatus, Rumex acetosa, Achillea millefolium*

12-artsytor:

Försöksytor

9, 16, 23, 54 *Dactylis glomerata, Phalaris arundinacea, Phleum pratense, Festuca ovina, Trifolium pratense, Trifolium hybridum, Trifolium repens, Lotus corniculatus, Leucanthemum vulgare, Ranunculus acris, Rumex acetosa, Achillea millefolium*

Bilaga 3.

Förkortningar, auktorsnamn och översättningar av alla arter som ingick i projektet.

Am = *Achillea millefolium* L., Röllika

Dg = *Dactylis glomerata* L., Hundäxing

Fo = *Festuca ovina* L., Fårsvingel

Lv = *Leucanthemum vulgare* Lam., Prästkrage

Lc = *Lotus corniculatus* L., Käringtand

Pa = *Phalaris arundinacea* L., Rörflen

Pp = *Phleum pratense* L., Timotej

Th = *Trifolium hybridum* L., Alsikeklöver

Tp = *Trifolium pratense* L., Rödklöver

Tr = *Trifolium repens* L., Vitklöver

Raa = *Ranunculus acris* L., Smörblomma

Rua = *Rumex acetosa* L., Ängssyra



Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap
SLU
Dept. of Agricultural Research for Northern Sweden

DISTRIBUTION

SLU, Röbbäcksdalen

Box 4097

904 03 UMEÅ

Tel. 090-786 81 00 Telefax 090-786 87 04

SLU Repro UMEÅ 2005

ISSN 0348-3851

ISRN NLBRD-M – 1:05 SE
