



LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
VIDES ZINĀTNES NODAĻA

Evija Tērauda
Promocijas darbs

Kīmisko vielu plūsmas Latvijas priežu mežu ekosistēmās

Vides zinātnes nozare
Dabas aizsardzības apakšnozare

Darba zinātniskais vadītājs
profesors *Dr. geogr.* **Oļģerts Nikodemus**

Rīga, 2008

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļā laikā no 2003. gada septembra līdz 2007. gada jūnijam. Atsevišķas pētījuma sadaļas veiktas Somijas Reģionālajā vides centrā Tampērē.

Darbs izstrādāts ar ESF finansiālu atbalstu

(līguma Nr. 2004/0001/VPD1/ESF/PIAA/04/NP/3.2.3.1/0001/0001/0063).

Darba vadītājs profesors *Dr. geogr.* **Oļģerts Nikodemus**

Promocijas padomes sastāvs:

asoc. prof. *Dr. biol.* **Viesturs Melecis**, priekšsēdētājs

asoc. prof. *Dr. biol.* **Gunta Sprinģe**, padomes sekretāre

prof. *Dr. habil. chem.* **Māris Kļaviņš**

prof. *Dr. habil. geogr.* **Māris Laiviņš**

prof. *Dr. geogr.* **Oļģerts Nikodemus**

prof. *Dr. chem.* **Andris Zicmanis**

asoc. prof. *Dr. geogr.* **Agrita Briede**

Recenzenti:

asoc. prof. *Dr. biol.* **Gunta Sprinģe**

Dr. geogr. **Juris Aigars**

prof. *Dr. geogr.* **Zenonas Gulbinas**

Promocijas darba aizstāvēšana notiks 2008. gada 17. janvārī plkst. 13:00 Latvijas Universitātes Vides zinātnes nozares promocijas padomes sēdē LU Ģeogrāfijas un Zemes Zinātņu fakultātē Rīgā, Alberta ielā 10, Jāņa un Elfrīdas Rutku auditorijā (313. telpa).

Ar promocijas darbu var iepazīties LU Bibliotēkā, Rīgā, O. Kalpaka bulvārī 4 un Akadēmiskajā bibliotēkā, Lielvārdes ielā 4.

Atsauksmes sūtīt *Dr. biol.* Guntai Sprinģei, Ģeogrāfijas un Zemes Zinātņu fakultāte, Latvijas Universitāte, Raiņa bulv. 19, LV-1586, Rīga, Latvija. Fakss (00)3717332704, e-pasts: gunta.springe@lu.lv.

© Evija Tērauda, 2008

© Latvijas Universitāte, 2008

ISBN 978-9984-825-05-2

Saturs

Ievads	4
1. Ķīmisko vielu un elementu izsēšanās no atmosfēras	8
2. Pētāmo meža ekosistēmu raksturojums	11
2.1. Klimats	11
2.2. Veģetācija	12
2.3. Ģeoloģiskā uzbūve	14
2.4. Augsne	15
3. Ķīmisko vielu un elementu ienese meža ekosistēmā ar nokrišņiem	17
3.1. Literatūras apskats	17
3.2. Materiāls un metodes	20
3.3. Rezultāti un diskusija	26
3.4. Kopsavilkums	35
4. Mežu nobiru ķīmiskā sastāva veidošanās	37
4.1. Literatūras apskats	37
4.2. Materiāls un metodes	38
4.3. Rezultāti un diskusija	41
4.4. Kopsavilkums	53
5. Augsnes ūdens ķīmiskais sastāvs	55
5.1. Literatūras apskats	55
5.2. Materiāls un metodes	56
5.3. Rezultāti un diskusija	59
5.4. Kopsavilkums	65
6. Ķīmisko vielu balance priežu mežu ekosistēmās	66
Secinājumi	71
Izmantotā literatūra	73
Pateicības	86
Publikācijas	87
Sulphate and Nitrate in Precipitation and Soil Water in Pine Forests in Latvia	87
Element Inputs by Litterfall to the Soil in Pine Forest Ecosystems	99
Sēra un slāpekļa savienojumi nokrišņos un augsnes ūdenī Latvijas priežu mežos	113

Ievads

Darba aktualitāte

Meža ekosistēmas nepārtraukti tiek pakļautas ievērojamām dabiskām un antropogēnām ietekmēm. Viens no nozīmīgākajiem faktoriem, kas ietekmē ekosistēmu funkcionēšanu, ir vides piesārņojums un ar to saistītā barības vielu pieplūde no atmosfēras. Pētījumi par ķīmisko vielu un elementu izsēšanos no atmosfēras un to ietekmi uz ekosistēmām sākās 20. gs. 60. gados. Sākumā uzskatīja, ka vielu un elementu izsēšanās no atmosfēras ir papildu barības avots un tā ietekme uz ekosistēmām vērtējama pozitīvi (Cole *et al.*, 1968). Turpmākie pētījumi pierādīja, ka skābju izsēšanās izraisa barības elementu izskalošanos no mežu ekosistēmām un izraisa augsnes paskābināšanās procesu (Cowling, 1982; Johnson and Lindberg, 1992; Cowling and Nilsson, 1995). Teritorijās, kur barības elementu atbrīvošanās augsnē un nonākšana augsnes šķīdumā, pateicoties vājai minerālu dēdēšanai, ir zema, galvenais barības elementu avots ekosistēmā ir nokrišņi (Parker, 1983). Visvairāk pētījumu par vielu, arī piesārņojošo vielu apriti mežu ekosistēmās ir veikti boreālajā un nemorālajā dabas zonā. Līdz šim relatīvi maz pētījumu ir bereonemorālajā dabas zonā, kur klimats un veģetācijas sezonas ilgums atšķiras no iepriekš minētajām zonām. Latvijas teritorija kā pētījumu areāls ir interesanta arī tāpēc, ka pēdējos gados tajā strauji ir samazinājies atmosfēras piesārņojums un līdz ar to vielu ienese meža ekosistēmā no atmosfēras. Promocijas darbā ir apkopoti dati par nokrišņu, meža nobiru, skuju, augsnes un augsnes ūdens ķīmisko sastāvu, veikta šo datu salīdzināšana gan starp dabas komponentiem, gan starp integrālā monitoringa stacijām, noteiktas izmaiņas laika gaitā, kā arī aprēķināta biogēno elementu (Ca, Mg, K un N_{kop}) un smago metālu (Pb un Zn) ienese un iznese priežu mežu ekosistēmās. Promocijas darbā apskatītie vielu aprites pētījumu rezultāti sniedz jaunu zinātniski pamatotu informāciju par ķīmisko elementu un vielu apriti boreonemorālās dabas zonas priežu mežu ekosistēmās atmosfēras piesārņojuma samazināšanās periodā. Pētījumu rezultāti paver iespēju arī pilnveidot meža monitoringa un integrālā monitoringa stacijās izmantojamās metodes.

Pamatinformācijas avoti

Pētījumu gaitā izmantoti Latvijā esošo integrālā monitoringa staciju dati un vienlaikus veikta arī atsevišķu dabas komponentu sīkāka izpēte. Integrālā monitoringa programma Eiropā izveidota 1992. gadā, un tajā ir iesaistītas 22 valstis. Latvija šajā programmā piedalās kopš 1994. gada. Integrālā monitoringa tīkls izveidots uz nelielu ūdensteču sateces baseiniem, lai varētu modelēt ūdens un tā ķīmiskā sastāva izmaiņas meža ekosistēmā atmosfēras piesārņojuma rezultātā. Latvijā darbojas divas monitoringa stacijas – Taurenē (Cēsu raj.) un Rucavā (Liepājas raj.). Rucavas stacijas parauglūkumi raksturo galvenokārt pārrobežu pārnesi no Rietumeiropas, bet Taurenē stacijas parauglūkumi – arī Latvijas teritorijā emitētā piesārņojuma ietekmi uz meža ekosistēmu. Kā Rucavā, tā Taurenē novērojumi tiek veikti oligomezotrofos vecuma ziņā

līdzīgos priežu mežos. Tādējādi ir radīta iespēja salīdzināt procesu norisi dažādu Latvijas reģionu priežu mežos, un līdz ar to iegūt izsmeļošāku informāciju.

Integrālais monitorings Latvijā sastāv no 25 monitoringa apakšprogrammām (<http://www.meteo.lv>). Promocijas darba ietvaros izmantoti dati no septiņām apakšprogrammām:

- nokrišņi un to ķīmiskais sastāvs atklātās vietās;
- nokrišņu caurtece caur koku vainagiem un tās ķīmiskais sastāvs;
- nokrišņu notece pa koku stumbriem un tās ķīmiskais sastāvs;
- skuju ķīmiskais sastāvs;
- meža nobiras un to ķīmiskais sastāvs;
- augsnes ķīmiskais sastāvs;
- augsnes ūdens ķīmiskais sastāvs.

Darba mērķis

Promocijas darba mērķis ir izpētīt vielu apriti boreonemorālās dabas zonas priežu mežu ekosistēmās, samazinoties atmosfēras piesārņojumam.

Galvenie darba uzdevumi

1. Apkopot un izvērtēt informāciju par atklāta lauka nokrišņu, koku vainaga caurteces un stumbra noteces, augsnes ūdens, skuju, nobiru un augsnes ķīmisko sastāvu integrālā monitoringa stacijās Latvijā.
2. Noteikt pētāmo dabas komponentu (nokrišņu, augsnes ūdens, augsnes, skuju, mežu nobiru) ķīmisko sastāvu un tā izmaiņas integrālā monitoringa darbības laikā.
3. Noskaidrot priežu mežu ekosistēmas nozīmi nokrišņu ķīmiskā sastāva veidošanā.
4. Izpētīt priežu mežu ekosistēmu nobiru ķīmiskā sastāva izmaiņas veģetācijas sezonā.
5. Izpētīt augsnes ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņas atkarībā no augsnes horizontiem un laika gaitā.
6. Aprēķināt biogēno elementu un smago metālu ienesi un iznesi priežu mežu ekosistēmās Rucavas un Tauresnes integrālajos monitoringos.

Darba novitāte

- Pirmo reizi apkopotas un kompleksi analizētas ķīmisko elementu un jonu plūsmas priežu mežu ekosistēmās Latvijā vides piesārņojuma ķīmiskā sastāva un intensitātes ziņā atšķirīgos reģionos.
- Iegūta jauna informācija par ūdens plūsmas un ķīmisko vielu pārdali priežu mežu ekosistēmās boreonemorālajā dabas zonā.
- Pētījumu ietvaros pirmo reizi veikta priežu mežu ekosistēmu nobiru ķīmiskā sastāva sezonālo izmaiņu izpēte.

- Pirmo reizi Latvijā priežu mežu ekosistēmās aprēķināta ķīmisko vielu ienese un iznese.

Promocijas darba rezultātu aprobācija

Promocijas darba rezultāti apkopoti 3 zinātniskās publikācijās un 7 konferenču tēzēs. Par pētījumu rezultātiem sniegti ziņojumi 5 starptautiskās konferencēs un 3 Latvijas mēroga konferencēs.

Pētījuma rezultāti publicēti:

- Terauda E., Nikodemus O., 2007. Sulphate and Nitrate in Precipitation and Soil Water in Pine Forests in Latvia. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 77–84.
- Terauda E., Nikodemus O., 2006. Element Inputs by Litterfall to the Soil in Pine Forest Ecosystems. *Environmental Bioindicators*, Volume 1, № 2: 145–156.
- Daņiļeviča E., Nikodemus O., Kļaviņš M., Ļuļko I., 2004. Sēra un slāpekļa savienojumi nokrišņos un augsnes ūdenī Latvijas priežu mežos. Ģeogrāfiski Raksti *Folia Geographica* 11, 63–71.

Konferenču tēzes

- Tabors G., Brumelis G., Lapina L., Nikodemus O., Terauda E., 2007. Air pollution biomonitoring results in Latvia, 1990–2005. Starptautiskā konference “20th Task Force Meeting of the ICP Vegetation”. Referātu tēzes, 71.
- Terauda E., Nikodemus O., 2006. Different stand composition of pine forest ecosystems influence on nutrient cycles. Starptautiskā konference “Implementation of Landscape Ecology in the New and Changing Conditions”. Referātu tēzes, 90.
- Terauda E., Nikodemus O., 2006. Nobiru nozīme ķīmisko elementu bioloģiskajā aprītē priežu mežu ekosistēmās. LU 64. zinātniskā konference. Referātu tēzes, 259–260.
- Terauda E., Nikodemus O., 2005. Sulphur and nitrogen compounds in precipitation and soil water in pine forests in Latvia. Starptautiskā konference “Acid Rain 2005”. Referātu tēzes, 133–134.
- Terauda E., Nikodemus O., Laivins M., Tabors G., 2005. Element inputs by litterfall to the soil in pine forest ecosystems. Starptautiskā konference “International Bioindicators 2005”. Referātu tēzes.
- Terauda E., Nikodemus O., Laiviņš M., 2005. Ķīmisko elementu ienese ar nobirām uz augsnes priežu mežu ekosistēmās Latvijā. LU 63. zinātniskā konference. Referātu tēzes, 196–198.
- Daņiļeviča E., Baško A., Nikodemus O., 2004. Ķīmisko vielu izsēšanās ar nobirām priežu mežu ekosistēmās Latvijā. LU 62. zinātniskā konference. Referātu tēzes, 196–197.

Autores ziņojumi par pētījuma rezultātiem konferencēs

- 20th Task Force Meeting of the ICP Vegetation. Krievija, Dubna, 2007. gada 5.–9. marts. Stenda referāts “Air pollution biomonitoring results in Latvia, 1990– 2005”.
- Implementation of Landscape Ecology in the New and Changing Conditions. Slovākija, Stara Lesna, 2006. gada 4.–7. oktobris. Stenda referāts “Different stand composition of pine forest ecosystems influence on nutrient cycles”.
- 14th ICP IM Task Force sanāksme. Latvija, Rīga, 2006. gada 26.–28. aprīlis. Referāts „Element Inputs by Litterfall to the Soil in Pine Forest Ecosystems”.
- Latvijas Universitātes 64. zinātniskā konference. Latvija, Rīga, 2006. gada februāris. Referāts “Nobiru nozīme ķīmisko elementu bioloģiskajā apritē priežu mežu ekosistēmās”.
- Acid Rain 2005. Čehija, Prāga, 2005. gada 11.–17. jūnijs. Stenda referāts “Sulphur and nitrogen compounds in precipitation and soil water in pine forests in Latvia”.
- International Bioindicators 2005. Čehija, Prāga, 2005. gada 6.–10. jūnijs. Referāts “Element inputs by litterfall to the soil in pine forest ecosystems”.
- Latvijas Universitātes 63. zinātniskā konference. Latvija, Rīga, 2005. gada februāris. Referāts „Ķīmisko elementu ienese ar nobirām uz augsnes priežu mežu ekosistēmās Latvijā”.
- Latvijas Universitātes 62. zinātniskā konference. Latvija, Rīga, 2004. gada februāris. Referāts „Ķīmisko vielu izsēšanās ar nobirām priežu mežu ekosistēmās Latvijā”.

1. Ķīmisko vielu un elementu izsēšanās no atmosfēras

Piesārņojuma izsēšanās no atmosfēras ir process, kurā nokrišņi (lietus, sniegs, migla), cietās daļiņas, aerosoli un gāzes no atmosfēras gravitācijas spēku ietekmē izsēžas uz augsnes virsmas. Kopējo vielu izsēšanos veido mitrā un sausā izsēšanās, kā arī dažos pasaules reģionos (piemēram, kalnu apvidos) izsēšanās ar miglu un mākoņos esošiem ūdens aerosoliem (Sigmon *et al.*, 1989; Piirainen, 2002).

Cieto daļiņu izmēri atmosfērā svārstās no $<0.01\mu\text{m}$ līdz $>100\mu\text{m}$. Daļiņas, kas lielākas par $20\mu\text{m}$, strauji nogulsņējas, un tām atmosfērā ir ļoti īss mūžs. Līdz ar to tās ir būtiskas tikai vietās, kas atrodas tuvu to emisijas avotiem (Ulrich *et al.*, 1981). Citi emisijas produkti pirms nogulsņēšanās var tikt transportēti ar gaisa masām ļoti lielus attālumus, pat tūkstošiem kilometru.

Vielu mitrā izsēšanās ietver vielu izsēšanos ar lietu vai sniegu. Krītošās lietus lāses un sniegpārslas var savākt gāzes un daļiņas, kas ir zem mākoņiem, tādā veidā attīrot atmosfēru (Erisman *et al.*, 1993). Šis process ir nozīmīgs ūdenī šķīstošajām gāzēm SO_2 , NO_x , NH_3 un rupjajām daļiņām, taču samērā mazefektīvs hidrofobajām gāzēm un sīkajām daļiņām (Lövblad and Westling, 1989). Koku vainagi efektīvi pārtver gāzes un suspendētās daļiņas, kas pēc tam ar nokrišņiem tiek noskalotas (Parker, 1983). Gāzu un cieto daļiņu uzņemšana un noskalošanās no koku lapotnes pārveido vielu ķīmisko sastāvu koku vainagā, pirms šīs vielas sasniedz augsnes virskārtu.

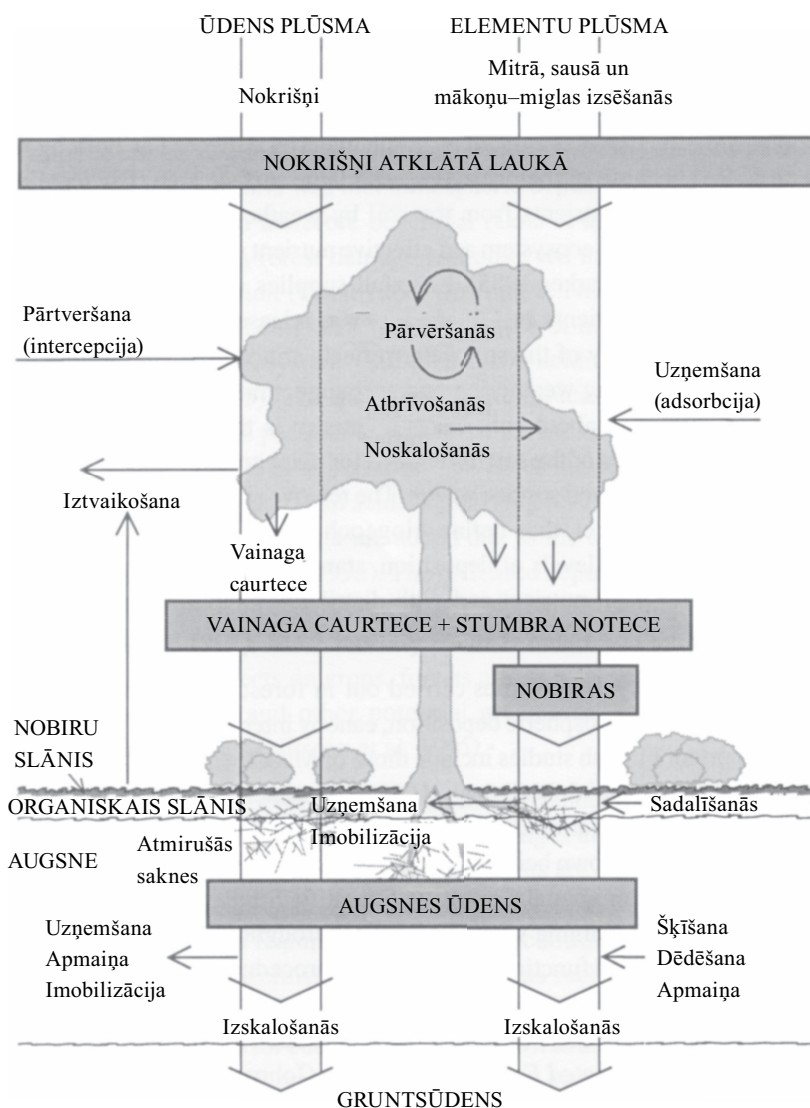
Vielu sausā izsēšanās ietver daļiņu izgulsnēšanos, aerosolu sablīvēšanos uz virsmām un gāzu absorbciju (Matzner and Ulrich, 1981). Aerosoli var saskarties, veidojot jaunas aerosolu daļiņas, kas funkcionē un nogulsņējas atšķirīgi (Kumala, 1990). Gāzu un aerosolu izsēšanās procesā dominē SO_2 un NO_x , taču gravitācijas spēku ietekmē relatīvi daudz nozīmīgāka izsēšanās ir bāziskajiem katjoniem un smagajiem metāliem (Matzner and Ulrich, 1981). Daļiņu sauso izsēšanos ietekmē piesārņojošo vielu koncentrācija gaisā, robežslāņa turbulences pakāpe, nogulsnētās vielas fizikālās un ķīmiskās īpašības, kā arī virsmas spēja pārtvert vai absorbēt gāzes un daļiņas (Matzner and Ulrich, 1981, Erisman *et al.*, 1993). Dažādām koku sugām ir dažāda spēja pārtvert vielu sauso izsēšanos. Novērots, ka šai ziņā skuju koki parasti ir daudz efektīvāki par lapu kokiem (Parker, 1983).

Vielu sausā izsēšanās lielajām daļiņām ($>2\mu\text{m}$) atšķiras no mazajām un miglas aerosolu daļiņām ($<2\mu\text{m}$). Atšķirīgās fizikālās un ķīmiskās īpašības ietekmē nogulsnēšanās procesus. Mazo daļiņu veidošanās galvenokārt ir saistīta ar kondensācijas un koagulācijas procesiem, un tās sastāv lielākoties no amonija sulfātiem un nitrātiem, kvēpiem un organiskajām vielām. Lielās daļiņas veido augsnes putekļi un jūras aerosoli, kas tiek pārpūsti ar vēju un ir nozīmīgi bāzisko katjonu nogulsnēšanās procesā (Hummelshøj, 1993).

Pētījumu rezultāti rāda, ka vielu sausā izsēšanās mežu malās salīdzinājumā ar meža masīva vidū būtiski pieaug. Atsevišķi stāvošiem kokiem stiprāka vēja ietekmes, turbulences un ķīmisko vielu koncentrācijas gaisā rezultātā intensīvāka izsēšanās noris koka vainaga augšdaļā (Beier and Gundersen, 1989). Tā kā koku, it īpaši skuju koku

vainagiem ir liels virsmas laukums, tie spēj efektīvi pārtvert no atmosfēras gan vielu mitro, gan sauso izsēšanos (Bredemeier, 1988; Hyvärinen, 1990).

Vielu izsēšanās ar mākoņiem un miglu ir līdzīga vielu sausajam izsēšanās procesam (Lövblad and Westling, 1989). Pilienu izmēri variē no 10 līdz 50 μm . Mākoņu un miglas ūdens pilienu parasti ir augstāka piesārņojošo vielu koncentrācija nekā nokrišņos. Jo ilgāku laiku ir migla un mākoņi, jo vielu izsēšanās no tiem ir nozīmīgāka. Tādējādi būtiski var palielināties kopējā vielu izsēšanās augstkalnu rajonos, kā arī dziļās ielejās un piekrastes rajonos (Fowler *et al.*, 1991).



1.1. att. Ūdens un ķīmisko elementu plūsma meža ekosistēmā

Ar atmosfēru saistītās izsēšanās ietekmi uz meža ekosistēmām vislabāk var noskaidrot, pētot vielu bioģeoķīmisko ciklu un tā izmaiņas (1.1. att.).

Vielu daļiņas un gāzes, kurām ir gan dabiska, gan antropogēna izcelsme, tiek izskalotas vai iznestas no atmosfēras un nogulsnētas uz ekosistēmām. Barības elementi augsnē nokļūst atpakaļ otrreizējai izmantošanai divējādi: ar nobirām un vainaga caurteces ūdeņiem. Par vainaga caurteci sauc nokrišņu daudzumu, kas izplūst caur koka vainagu; ne jau visi nokrišņi, kas tiek aizturēti ar vainagu, nokļūst atpakaļ atmosfērā (Parker, 1983). Vainaga caurteci parasti veido 60-90% nokrišņu atkarībā no mežaudzes koku sugas, vainagu formas u. c. Vainaga caurtece var ietvert arī stumbra noteci. Par stumbra noteci sauc daļu no nokrišņiem, kas noplūst pa koku zariem un stumbriem. Ir novērots, ka stumbra notece var sasniegt 0.8–1.5% no kopējā nokrišņu daudzuma atkarībā no lietus intensitātes, vēja ātruma, koku sugas un vainaga biezuma (Clements, 1971). Stumbra notece atsevišķām lapu koku sugām var būt būtiska, taču barības elementu aprites pētījumos tā parasti netiek ņemta vērā (Ukonmaanaho, 2001).

Ar nobirām uz augsnes nokļūst daudz vairāk vielu nekā ar vainaga caurteci, taču barības vielas no nobirām var atbrīvoties tikai pēc nobiru sadalīšanās un mineralizēšanās.

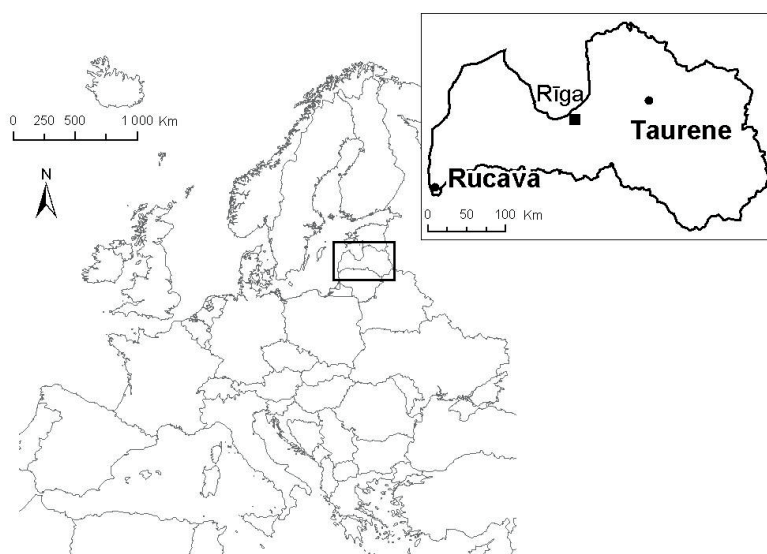
Augsnes ūdens ķīmija atspoguļo vielu ievadi no atmosfēras un vairākus procesus augsnē, kā jonu apmaiņu, mineralizāciju un imobilizāciju (Ulrich, 1983). Zināšanas par augsnes ūdens ķīmiju ir īpaši svarīgas, lai novērtētu augsnes ekoloģisko stāvokli, augu augšanas apstākļus un iespējamo vielu izskalošanos gruntsūdeņos un virszemes ūdeņos.

Vainaga caurteces, stumbra noteces, nobiru un augsnes ūdens relatīvie apjomi, kas nosaka bioģeoķīmiskos ciklus, ir atkarīgi no vairākiem mijiedarbībā esošiem faktoriem – elementu izsēšanās apjomiem, audzes sastāva, struktūras un vecuma, augsnes tipa. Katram barības elementam tie atšķiras pēc nokrišņu daudzuma un izplatības (Parker, 1983).

2. Pētāmo meža ekosistēmu raksturojums

Rucavas integrālā monitoringa (IM) parauglaukumi ir iekārtoti Piejūras zemienē, Līgupes labā krasta pietekas sateces baseinā. Sateces baseina platība ir 665 ha. Ģeogrāfiskās koordinātas $-56^{\circ} 12' Z.$ pl. un $21^{\circ} 07' A.$ gar., absolūtais augstums virs jūras līmeņa – 5.5–17.7 m.

Ievērojami mazākie Taurenes IM parauglaukumi iekārtoti Taurenes ezerā ietekošā neliela strautes sateces baseinā. Sateces baseina platība ir 27 ha. Ģeogrāfiskās koordinātas – $57^{\circ} 10' Z.$ pl. un $25^{\circ} 41' A.$ gar., absolūtais augstums virs jūras līmeņa – 179.2–198.7 m. Pētījuma teritoriju atrašanās vietas parādītas 2.1. attēlā.



2.1. att. Pētījuma teritoriju izvietojums

2.1. Klimats

Vidējais ilggadējais nokrišņu daudzums Rucavas integrālajā monitoringā ir 772 mm, tātad lielāks nekā valstī reģistrētais vidējais nokrišņu daudzums (600–650 mm gadā). 11% nokrišņu izkrīt sniega veidā. Vidējā ilggadējā gaisa temperatūra ir $6.3^{\circ} C$. Valdošais vēja virziens – DR, DA. Veģetācijas periods ilgst 198 dienas.

Taurenes integrālā monitoringa vidējais ilggadējais nokrišņu daudzums arī pārsniedz vidējo nokrišņu daudzumu valstī un ir 727 mm gadā. Lielākā daļa nokrišņu izkrīt lietus veidā. Sniegs veido 14% no nokrišņu daudzuma. Sniega segas ilgums sasniedz vidēji 126 dienas. Vidējā ilggadējā gaisa temperatūra ir $4.5^{\circ} C$. Valdošais vēja virziens – DR. Veģetācijas periods ilgst 186 dienas.

2.2. Veģetācija

Rucavas IM parauglaukums

Rucavas IM parauglaukuma mežaudzes ir daudzveidīgas. Tajās sastopami 15 meža tipi (Latvijā pavisam ir 23 meža tipi). Pēc prof. M. Laiviņa datiem, vairāk nekā pusi platības aizņem meži slapjās un pārmitrās augsnēs. Izplatītākie ir meži slapjās minerālaugsnēs (44% no mežaudžu kopplatības), kuras klāj *Murtilloso-sphagnosa* (34%) un *Vaccinoso sphagnosa* (9%), meži slapjās kūdras augsnēs (18%) – *Caricoso-phragmitosa* (12%) un *Dryopterioso-caricosa* (4%). Nedaudz slapjo mežu (5%) ir nosusināti. Trešo daļu (34%) aizņem meži sausās minerālaugsnēs. Izplatītākie ir *Hylocomiosa* (16%) un *Myrtillosa* (11%). Pēc trofiskuma dominē mezotrofie meža tipi (80%), daudz mazāk ir oligotrofo mežu (19%) un pavisam niecīgā platībā – eitrofie meži (1%). Vairāk kā 60 gadu periodā (1933–1996) sauso mežu platība pakāpeniski ir samazinājusies, bet slapjo mežu platība (slapjajās minerālaugsnēs) ir palielinājusies (sevišķi pēc 1960. gada). Vienlaikus nedaudz ir sarucis oligotrofo augteņu īpatsvars, bet mezotrofo mežu īpatsvars palielinājies (Laiviņš, 1996).

Galvenās kokaudzes sugas Rucavas IM sateces baseinā ir priede (*Pinus sylvestris*), egle (*Picea abies*) un bērzs (*Betula pubescens*, *B. pendula*). Platības un krājas ziņā pirmajā vietā ir priede (attiecīgi 49% un 50%), otrajā vietā – bērzs (36% un 38%), bet trešajā – egle (14% un 11%). Pēdējos 70 gados par 12% ir samazinājusies priedes aizņemtā platība, bet pieaudzis bērza audžu īpatsvars (par 5%) un arī egles audžu īpatsvars (par 6%). Bērza audžu platības visvairāk palielinājušās pēc 1967. gada un 1969. gada vējgāzēm, kad tās sasniedza 43% no poligona mežaudžu kopējās platības. Pašlaik bērzu nomaina egle. Pēdējos 40 gadus ir palielinājusies melnalkšņa (*Alnus glutinosa*) audžu platība (pēc prof. M. Laiviņa datiem).

Poligona mežos pārsvarā ir vidēja vecuma priedes (41–80 gadu), bērza audzes (21–60 gadu) un egles jaunaudzes (līdz 40 gadu). Niecīgā platībā ir pieaugušas un pāraugušas priedes (vecākas par 100 gadiem) un bērza audzes (vecākas par 80 gadiem). Mežaudžu vecuma struktūru Rucavā stipri ir ietekmējušas vējgāzes.

Rucavas mežaudzēs intensīvi atjaunojas *Fraxinus excelsior* un *Picea abies*, bet krūmu stāvā izplatītākā suga ir *Frangula alnus*.

Rucavas IM teritorijā 98,5% no kopējās platības aizņem dabiskie un pusdabiskie biotopi (meži un zāļu purvi), bet 1,5% – lauksaimniecības zemes (tūrumi, pļavas un lauku sētas). Meži pieder pie trim biotopu grupām – boreālajiem skujkoku mežiem (47% no platības), Eiropas vasarzaļajiem mežiem (42%) un slapjajiem melnalkšņa un purva bērza mežiem (8,4%). Skujkoku biotopos sausās augtenēs raksturīga zemsedzes suga ir *Deschampsia flexuosa*, mitrās un slapjās augtenēs – *Molinia careluea* un *Vaccinium uliginosum*. Izplatītākie skujkoku biotopi ir sausie oligomezotrofie liektās ciņusmilgas-priedes (*Vaccinio myrtilli-Pinetum* var. *Deschampsia flexuosa*) meži, mezotrofie liektās ciņusmilgas-egles (*Vaccinio myrtilli-Piceetum* var. *Deschampsia flexuosa*) meži un slapjie zilenes-priedes (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*) un molīnijas-priedes (*Vaccinio uliginosi-Pinetum molinietosum*) meži.

Eiropas vasarzaļajiem mežiem piemīt boreālas iezīmes: lakstaugu stāvā raksturīga suga ir *Carex vaginata* (*Carici vaginatae-Fraxinetum*). Daudzveidīgi ir slapjie melnalkšņu

meža tipi – purva mirtes (*Myricetum gale*) un pelēkā kārkla (*Salicetum cinereae*) krūmāji un dažādi oligomezotrofie melnalkšņu meži (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*). Meža strautu augšteces pazeminājumos nelielās platībās sastopami zemie zāļu purvi (*Caricetum lasiocarpae*, *Caricetum goodenowii*, *Schoenetum ferruginer*), kas pašlaik intensīvi aizaug. Vairumam biotopu ir raksturīgs izvietojums ziemeļu–dienvidu virzienā paralēli jūras krastam, un šāda orientācija sakrīt ar senām jūras piekrastes virsmas formām, nogulu mehānisko sastāvu un hidrogrāfisko tīklu.

Rucavas IM parauglaukums ir iekārtots priežu mētrājā. Parauglaukuma augu projektīvā seguma apraksts sniegts 2.1. tabulā.

2.1. tabula

Rucavas IM parauglaukumā esošo augu projektīvais segums (pēc prof. M. Laiviņa datiem)

Rādītāji	Priežu mētrājs (<i>Deschampsia</i> var.)
Sugu skaits	43
Koku stāva (E_1) segums %	85
Krūmu stāva (E_2) segums %	1
Lakstaugu (E_3) segums %	60
Sūnu (E_4) segums %	75

Tauresnes IM parauglaukums

Lielāko daļu Tauresnes IM sateces baseina aizņem meži. Tauresnes IM parauglaukumu mežaudzes pieder pie 7 meža tipiem. Pārsvārā ir sausie tipi (67% no mežu kopplatības) – *Hylocomiosa* (41%) *Myrtillosa* (21%) pauguros un to nogāzēs. Meži slapjajās kūdras augsnēs (30%) – *Dryopterisocaricosa* (25%) un *Caricoso-pragmitosa* (5%) – izplatīti gar meža strautu. Pēc trofiskuma galvenie ir mezotrofie meža tipi (93%). Oligotrofo mežu ir tikai 7%. Pagājušajā gadsimtā stipri ir samazinājusies sauso oligotrofo mežu platība (1926. g. – par 16%, 1988. g. – par 4% no mežu kopplatības). Tas liecina par meža augteņu eutrofikāciju (Laiviņš, 1996; Laiviņš un Rūsiņa, 2006).

Galvenās kokaudzes sugas Tauresnes IM sateces baseinā ir priede (*Pinus sylvestris*) un egle (*Picea abies*). Atsevišķos meža nogabalos valdošā suga ir bērzs (*Betula pendula*, *B. pubescens*), melnalksnis (*Alnus glutinosa*) ar piejaukumu. Kopumā pēc platības priede aizņem 60%, egle – 31% un bērzs – 9% no sateces baseina kopplatības.

Pēdējos 70 gados ir mainījušās sugu attiecības mežos. Ir samazinājušās priedes mežaudžu platības (1926. g. – 84%, 1996. g. – 60%), bet egles mežaudžu platības ir pieaugušas divas reizes (1926. g. – 16%, bet 1996. g. – 31%). Pēdējā laikā ir izveidojušās bērza mežaudzes un palielinājusies melnalkšņa nozīme mežaudzē (Laiviņš, 1996).

Priežu mežos pārsvārā ir vidēja vecuma audzes (41–80 gadi), bet egļu mežos ir ļoti nevienmērīga vecuma struktūra – 45% ir jaunaudzes (1–40 gadi) un 43% – pāraugušas audzes (vecākas par 140 gadiem). Bērzu mežos 25% ir jaunaudzes (1–20 gadi), 50% – pieaugušas audzes (71–90 gadi).

Tauresnes priežu mežaudzēs izplatītākā ir egles (*Picea abies*) paauga, bet krūmu stāvā bieži sastopama suga ir *Sorbus aucuparia*.

Sateces baseinā ir trīs biotopu grupas – boreālie skuju koku meži (87% no sateces baseina kopplatības), slapjie melnalkšņa un purva bērza meži (11,5%) un boreotemporālie zāļu purvi (1,5%). Taurenes IM lielāko daļu aizņem skuju koku meži dažāda mitruma augsnēs. Uz pauguriem un pauguru nogāzēm sausās augsnēs sastopami oligotrofie brūklenes-priedes (*Vaccinio vitis-idaea-Pinetum*) meži un mezotrofie zaķskābenes-egles (*Oxsalidoso-Piceetum*) meži.

Pazeminājumos slapjās kūdras augsnēs plešas oligotrofie zilenes-priedes (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*) un sfagnu-egles (*Sphagnum girgensohnii-Picetum*) meži, bet labāk drenētās vietās – mellenes-egles meži kūdras augsnēs (*Sphagnum girgensohnii-Picetum myrtilletosum*). Meža strauta lejtecē palienē sastopami oligomezotrofie melnalkšņa meži (*Caricetum elongatae-Alnetum*) un pelēkā kārkla krūmāji (*Salicetum cinerea*), bet gar Taurenes ezeru un nelielos reljefa pazeminājumos – grīšļu purviņi (*Caricetum lasiocarpae*, *Caricetum diandrae*).

Pētījuma parauglaukums izvietots priežu lānā. Kokaudzes vidējais vecums ir 40–45 gadi, meža tips – priežu lāns. Parauglaukuma augu projektīvā seguma apraksts sniegts 2.2. tabulā.

2.2. tabula

Taurenes IM parauglaukumā esošo augu projektīvais segums (pēc prof. M. Laiviņa datiem)

Rādītāji	Priežu lāns (<i>Vaccinio myrtilli-Pinetum typicum</i>)
Sugu skaits	30
Koku stāva (E ₃) segums %	70
Krūmu stāva (E ₂) segums %	5
Lakstaugu (E ₁) segums %	60
Sūnu (E ₀) segums %	70

2.3. Ģeoloģiskā uzbūve

Rucavas strauta baseins ir relatīvi līdzens. Sateces baseinā nogulumus veido smalkgraudainas Baltijas ledus ezera smiltis. To biezums mainās no 1 m upes tuvumā līdz 3,5 m upes ūdensšķirtnē. Dziļāk atrodas ļoti blīvi smilts-grants nogulumi, kas sacementēti ar kalcija karbonātiem. Tie veido Baltijas ledus ezera bazālo slāni, kas tieši pārsedz augšējā pleistocēna morēnu.

Taurenes strauta sateces baseins atrodas rajonā ar sarežģītiem hidroģeoloģiskajiem apstākļiem. Baseina teritorija aizņem daļu no kēma terases, kurā gruntsūdeņi ir relatīvi dziļi. Litoloģiskie apstākļi visā teritorijā ir vienveidīgi – dominē glaciofluviālie nogulumi (smiltis un grants). Ģeoloģiskajā griezumā līdz 9 m dziļumam iezīmējas trīs slāņi ar atšķirīgu granulometrisku sastāvu. Augšējo slāni veido smalkgraudaina smiltis.

Pazemes ūdeņiem ir raksturīga zema mineralizācija. Tas liecina, ka šie ūdeņi saņem papildinājumu galvenokārt ar atmosfēras nokrišņiem.

2.4. Augsne

Augu valstij un mežaudžu tipi ir liela saistība ar augsni un tās veidošanās procesiem. Šī saikne ir atgriezeniska – gan augsne nosaka veģetācijas tipu konkrētajā teritorijā, gan augu atliekas veido augsnes organiskās sastāvdaļas.

2.3. tabula

**Rucavas IM priežu mežaudzes augsnes parauglaukuma apraksts
(pēc O. Nikodemus datiem)**

Augsnes tips (Latvijas klasifikācija)		Tipiskais podzols
Augsnes tips (FAO)		Haplic Podzols
Augsnes tips (WRB 2006)		Haplic Arenosols
Augsnes cilmezis		Smilts
O	6–0 cm	Tumši sarkanīgi brūns (5YR 2,5/2) nobiru slānis
AhE	0–4 cm	Ļoti tumši pelēka (10YR 3/1) vidēja smilts; masīva struktūra; sausas augsnes konsistence brīva, mitras augsnes konsistence – ļoti irstoša; nav lipīga; nav plastiska; daudz sīku un ļoti sīku sakņu; horizonta robeža skaidra, viļņota
E	4–17 cm	Rozā pelēka (7YR 6/2) vidēja smilts; masīva struktūra; sausas augsnes konsistence brīva, mitras augsnes konsistence – brīva; nav lipīga; nav plastiska; vidēji daudz sīku un ļoti sīku sakņu; horizonta robeža krasa, viļņota
Bs1	17–46 cm	Stipri brūna (7,5YR 5/8) vidēja smilts; masīva struktūra; augsnes konsistence brīva; nav lipīga; nav plastiska; vāji sacementēta ar Fe; maz sīku un ļoti sīku sakņu; horizonta robeža difūza, neregulāra
Bs2	46–70 cm	Stipri brūna (7,5YR 5/6) vidēja smilts; vidēji daudz rupju viegli dzeltenīgi brūnu (10YR 6/4) plankumu ar skaidru pāreju; masīva struktūra; augsnes konsistence brīva; nav lipīga; nav plastiska; maz sīku un ļoti sīku sakņu; horizonta robeža difūza, neregulāra
BC	70–131 cm	Ļoti bāli brūna (10YR 8/4) vidēja smilts; vidēji daudz rupju tumši brūnu (7,5YR 5/6) plankumu ar skaidru pāreju; masīva struktūra; augsnes konsistence brīva; nav lipīga; nav plastiska; maz sīku un ļoti sīku sakņu; horizonta robeža skaidra, viļņota
C	131–170 cm	Ļoti bāli brūna (10YR 7/3) nešķirota smilts; daudz vidējas grants; nav lipīga; nav plastiska; nav sakņu

Rucavas IM parauglaukums

Rucavas IM baseinā sastopama liela augšņu daudzveidība un tā augšņu komplekss atšķiras no Tauresnes IM baseina augšņu kompleksa. Līdzena reljefs neveicina teritorijas drenāžu; augsnē notiek mitruma uzkrāšanās. Tauresnes IM baseinā purvu veidošanās galvenokārt ir konstatēta upes ielejā, turpretim Rucavas IM baseinā lielākās purvu augšņu platības atrodas upes augštecē, baseina ziemeļrietumu daļā. Pārējie augšņu areāli sastopami lokālās vietās, kur ir slikti drenāžas apstākļi. Sateces baseina vidusdaļā un dienviddaļā ir izplatītas velēnu glejauksnes. Atbilstoši Latvijas augšņu klasifikācijai

sateces baseinā ir izveidojušās šādas augsnes: velēnu podzolaugsne, trūdaini kūdrainā podzolaugsne, tipiskais podzols un iluviālais dzelzshumusa podzols, ortšteina podzols, velēnpodzolētā glejotā un velēnpodzolētā glejaugsne, trūdaini podzolētā glejaugsne, tipiskā podzola glejotā augsne, velēnu glejaugsne, trūdaini kūdrainā glejaugsne, zemā purva gleja trūdainā kūdraugsne, zemā purva trūdainā kūdraugsne, pārejas purva trūdaini kūdrainā augsne un augstā purva tipiskā kūdraugsne. Rucavas IM augsnes parauglaukuma un augsnes ūdens savākšanas parauglaukuma augsnes apraksts sniegts 2.3. tabulā.

Tauresnes IM parauglaukums

Tauresnes IM baseina teritorijā izveidojušies daudzveidīgi augšņu tipi, kuru ģenēzi ietekmējis gan reljefs un teritorijas ģeoloģiskā uzbūve, gan veģetācija. Sateces baseinā izplatītas ir šādas augsnes: tipiskā podzola smilts augsnes, nepiesātinātā brūnaugsne uz grants cilmieža, velēnpodzolētā glejotā un velēnglejotā smilts augsne, pārejas purva trūdaini kūdrainā augsne un zemā purva trūdaini kūdrainā augsne.

Fluvioglaciālo nogulumu izplatības areālā dominē smilts un grants cilmieži, bet strauta ielejā augsnes veidojušās uz kūdras cilmieža. Tauresnes IM augsnes parauglaukuma un augsnes ūdens savākšanas parauglaukuma augsnes apraksts sniegts 2.4. tabulā.

2.4. tabula

Tauresnes IM priežu mežaudzes augsnes parauglaukuma apraksts (pēc O. Nikodemus datiem)

Augsnes tips (Latvijas klasifikācija)		Tipiskais podzols
Augsnes tips (FAO)		Haplic Podzols
Augsnes tips (WRB 2006)		Haplic Arenosols
Augsnes cilmiezis		Smilts
O	7–0 cm	Tumši sarkanīgi brūns (5YR 2,5/2) labi sadalīties nobiru slānis
E	0–5 cm	Tumši sarkanīgi pelēka (5YR 4/2) vidēja smilts; masīva struktūra
Bs	5–40 cm	Stipri brūna (7,5 YR 5/6) vidēja smilts; vidēji daudz rupju dzeltenīgi sarkanu (5YR 5/8) plankumu ar skaidru pāreju; masīva struktūra; sausas augsnes konsistence brīva, mitras augsnes konsistence ļoti irstoša; nav lipīga; maz sīku un ļoti sīku sakņu; horizonta robeža difūza, neregulāra
BC	40–87 cm	Sarkanīgi dzeltena (7,5 YR 6/6) vidēja smilts; vidēji daudz rupju dzeltenīgi sarkanu (5YR 7/4) plankumu ar difūzu pāreju; masīva struktūra; augsnes konsistence brīva; nav lipīga; nav plastiska; maz sīku un ļoti sīku sakņu; horizonta robeža difūza, neregulāra
C	87–120 cm	Rozā (7,5YR 7/4) vidēja smilts; masīva struktūra; augsnes konsistence brīva; nav lipīga; nav plastiska; maz sīku un ļoti sīku sakņu

3. Ķīmisko vielu un elementu ienese meža ekosistēmā ar nokrišņiem

3.1. Literatūras apskats

Nokrišņu ķīmijas pētījumos tradicionāli galvenokārt pēta sēra un slāpekļa savienojumus, kuriem ir vidi paskābinoša ietekme, un bāziskos katjonus (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+), kam ir vidi neitralizējoša ietekme (Ulrich, 1983; Ukonmaanaho *et al.*, 1998a). Sēra emisija un līdz ar to sēra izsēšanās lielākajā daļā Eiropas ir ievērojami samazinājusies (Dise and Wright, 1995), bet NH_3 emisija palikusi nemainīga vai pat palielinājusies, un tas rāda, ka slāpekļis pašreiz ir nozīmīgākais faktors skābju ievadei Eiropas teritorijas lielākajā daļā (De Vries *et al.*, 2003). Pēdējā laikā interese par slāpekļa saturu nokrišņos un iespējamo jutīgo ekosistēmu (gan jūras, gan sauszemes) eitrofikāciju ir pieaugusi, tomēr, kā norāda zinātnieki, lielākoties uzmanība tiek pievērsta neorganiskajam slāpeklim, ignorējot organisko slāpekli. Izšķīdušais organiskais slāpekļis nokrišņos (lietū) var sasniegt 70% no kopējā slāpekļa (Cornell *et al.*, 1995). Pētījumi rāda, ka lietū izšķīdušais organiskais slāpekļis stimulē baktēriju un fitoplanktona veidošanos un var būt nozīmīgs augiem pieejams barības avots ekosistēmās (Seitzinger and Sanders, 1999).

Mežu ekosistēmās nokrišņi, plūstot cauri koku vainagiem, būtiski mainās ne tikai kvantitatīvi, bet arī kvalitatīvi. Atšķirības starp nokrišņu sastāvu atklātā laukā un zem boreālo mežu koku vainagiem ir pētījuši vairāki zinātnieki (Edmonds *et al.*, 1991; Johnson and Lindberg, 1992; Lövblad *et al.*, 1994; Ukonmaanaho *et al.*, 1998a; Oltchev *et al.*, 2002). Elementu plūsma nokrišņos caur koku vainagiem ir nozīmīgs avots barības vielu riņķojumā mežaudzē (Turkey, 1970; Parker, 1983). Koku vainagiem pārtverot elementu aerosolu-gāzu formas, ekosistēmā tiek palielināts no atmosfēras ienesto elementu daudzums (Lovett and Kinsman, 1990; Hanson and Lindberg, 1991; Lovett, 1992; Ragsdale *et al.*, 1992; Bytnerowicz and Fenn, 1996; Bytnerowicz *et al.*, 1999; Fenn and Kiefer, 1999; Lee *et al.*, 1999). Skuju un lapu kokiem, kā arī to dažādām sugām elementu koncentrācija vainagu caurtecēs ir atšķirīga (Turkey, 1970; Hyvärinen, 1990; Stachurski and Zimka, 2000). Turklāt nokrišņu sastāvs, kas nokļūst uz koku vainagiem, ietekmē apmaiņas procesus, kas norisinās starp vainagu un nokrišņiem (Turkey, 1980).

Zinātnieki (Cronan and Reiners, 1983) atklājuši, ka skuju koku lapotnes tiecas nokrišņus paskābināt, un tas norāda, ka skābju pārtveršanas apjomi ir daudz lielāki nekā koku vainagu virsmas buferkapacitāte vai bāzisko vielu sausā izsēšanās kokaudzē. To, ka lapu koku sugām parasti ir lielāka spēja buferēt skābos nokrišņus nekā skuju koku sugām, ir konstatējuši arī citi zinātnieki (Fritsche, 1992; Matzner and Meiwes, 1994; Zimka and Stachurski, 1996). Iespējams, ka lielais skuju koku jutīgums pret atmosfēras piesārņojumu ir saistīts ar divu nelabvēlīgu faktoru – morfoloģiskā faktora (liels lapotnes virsmas laukums) un fizioloģiskā faktora (slāpekļa metabolisma veids) kombināciju. Pirmais faktors veicina paskābinošo jonu (NO_3^- ; SO_4^{2-}) izsēšanos no atmosfēras, bet otrais faktors nenodrošina attiecīgo jonu neitralizāciju (Stachurski and Zimka, 2000).

Lauka pētījumi parasti atklāj, ka koku vainagi NH_4^+ jonus absorbē daudz efektīvāk nekā NO_3^- jonus (Potter *et al.*, 1991; Lovett, 1992; Stachurski and Zimka, 2000). Iemesls

tam, ka NH_4^+ joni koku vainagos tiek uzņemti daudz vairāk nekā NO_3^- joni, ir koka vainaga spēja absorbēt amoniju no diviem dažādiem avotiem, t. i., no lietus ūdeņiem un no gāzēm-aerosoliem. Turpretim nitrāti tiek absorbēti tikai no gāzu-aerosolu formām (Stachurski and Zimka, 2002).

Parasti NH_4^+ un NO_3^- uzņemšana var būt saistīta ar OH^- izdalīšanos un tas var veicināt katjonu cikla ātrumu un neutralizēt caur vainagu plūstošo nokrišņu un augsnes pH (Clark, 1982). Vairāki pētījumi parāda arī to, ka šo jonu absorbcija var ietekmēt daudzus citus procesus. Intensīva slāpekļa absorbcija koku vainagos bieži samazina augu slāpekļa uzņemšanas apjomus no augsnes (Pérez-Soba and Van der Eerden, 1993; Muller *et al.*, 1996; Rennenberg *et al.*, 1998). Šis fenomens ietver šādu mehānismu: slāpekļa uzņemšana ar lapām ietekmē slāpekļa asimilāciju, un līdz ar to veidojas aminosavienojumi, kuri pēc tam tiek transportēti uz sakņu sistēmu (Nussbaum *et al.*, 1993; Weber *et al.*, 1995; Schneider *et al.* 1996; Bytnerowicz *et al.*, 1999). Liela aminosavienojumu akumulācija kavē NH_4^+ un sevišķi NO_3^- uzņemšanu ar saknēm (Rennenberg *et al.*, 1998). Šis mehānisms, kas novērots eglei un bērzam, pasargā augu no pārbarošanās ar slāpekli.

Slāpekļa savienojumiem ir divkārša ietekme uz zemesdzēs veģētāciju gan barības elementu bagātināšanās, gan paskābināšanās ziņā. Zemesdzēs veģētācija (graudzāles, briofīti, ķērpji u. c.) bieži ir daudz jūtīgāki pret šādiem efektiem nekā koki (Falkengren-Grerup *et al.*, 2000). Lai novērtētu potenciālo atmosfēras piesārņojuma ietekmi uz ekosistēmām, būtiski ir noteikt patiesos apjomus, kas nogulsņējas no atmosfēras. Nepieciešams zināt, kur tiek pārsniegtas slāpekļa izsēšanās sliekšņa vērtības un kuri no savienojumiem veido vislielākos apjomus (Zapletal, 2001).

Kopš industrializācijas sākšanās sulfāts (SO_4^{2-}) ir bijis galvenais anjons nokrišņu sastāvā gan Eiropā, gan Ziemeļamerikā (Parker, 1983; Bredemeier, 1988; Lindberg, 1992). Sēra savienojumu sauso izsēšanos galvenokārt veido sēra dioksīda (SO_2) gāze un sulfātu SO_4^{2-} aerosoli (Lindberg, 1992). Pārtvertais SO_2 mitros apstākļos gan uz lapotnes virsmas, gan atvārsnītēs tiek oksidēts par SO_4^{2-} . Tādējādi var uzskatīt, ka sēra nogulsnēšanās galvenokārt ir SO_4^{2-} nogulsnēšanās, un kopā ar H^+ joniem izraisa paskābināšanos (Piirainen *et al.*, 2002).

Pētījumos, kuros noteikta kopējā sēra izsēšanās (mitrā + sausā + mākoņu/miglas izsēšanās), konstatēts, ka tā ir ļoti līdzīga SO_4^{2-} -S kopējā ūdens plūsmā caur vainagu (vainaga caurtece + stumbra notece), tāpēc kopējo ūdens plūsmas caur vainagu SO_4^{2-} -S plūsmu var pieņemt par kopējo S izsēšanos, kas nokļūst uz augsnes virskārtas mežā (Lindberg *et al.*, 1986; Lindberg and Garten, 1988; Hultberg and Grennfelt, 1992; Lindberg, 1992; Lindberg and Lovett, 1992; Draaijers *et al.*, 1997; Velkamp and Wyers, 1997).

SO_4^{2-} -S izsēšanās ir nozīmīga ne tikai saistībā ar paskābināšanos, bet arī tāpēc, ka SO_4^{2-} -S anjons veicina katjonu izskalošanos. Sulfātions ir relatīvi mobils anjons (Lindberg, 1992) un spēj „pavadīt” katjonus, apmainot tos šķīdumā gan no veģētācijas, gan augsnes daļiņu virsmas ar H^+ joniem (Johnson and Cole, 1977). Tādējādi sulfātu izsēšanās var palielināt katjonu gan skābo (H^+ un Al^{3+}), gan bāzisko (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) izskalošanos (Cronan *et al.*, 1978; Johnson and Cole, 1980; Singh *et al.*, 1980; Foster *et al.*, 1989; David *et al.*, 1991).

Vairākos pētījumos ir pierādīta ūdeņraža jona spēja ietekmēt metāla katjonu (K^+ , Mg^{2+} un bieži arī Ca^{2+}) izskalošanos no augu audiem (Lindberg *et al.*, 1989; Ragsdale

et al., 1992), jo aizturētais H^+ jons veicina jonu apmaiņas reakcijas lapotnē (Cronan and Reiners, 1983; Smith, 1990; Schaefer *et al.*, 1992). Taču nozīmīga H^+ jonu koncentrācijas ietekme uz katjonu izskalošanos ir vērā ņemama tikai tad, ja $pH < 4.0$ (Scherbatskoy and Klein, 1983; Schrier, 1987; Lovett and Schaefer, 1992). Tā kā atmosfēras nokrišņu pH parasti pārsniedz šo vērtību, lauka pētījumu rezultāti reti apstiprina saistību starp aizturētā H^+ jonu daudzumu un izskalo to katjonu apjomu (Lovett and Schaefer, 1992; Slovik *et al.*, 1996). Alternatīvs izskaidrojums palielinātai metālu katjonu izskalošanai no lapotnes varētu būt saistīts arī ar amonija apmaiņas reakcijām: efektīvi absorbēts NH_4^+ jons var ietekmēt līdzīgu K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} izskalošanos no augu audiem (Stachurski, 1987; Bobbink *et al.*, 1992; Draaijers *et al.*, 1996). Papildu K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} izskalošanās norisinās kopā ar vājajām organiskajām skābēm. Na^+ un Cl^- apmaiņu koku vainagos parasti vērtē kā nenozīmīgu (Draaijers *et al.*, 1996).

Vainaga caurteces ķīmija galvenokārt tiek izmantota, lai nodrošinātu samērā precīzus ārējās ievades apjoma aprēķinus ekosistēmā. Novērtējot kvalitāti lietus ūdenim, kas iztek cauri koku vainagiem, var noteikt vielu kopējo (sauso, mitro un mākoņu/miglas) izsēšanos uz lapotnes (Draaijers *et al.*, 1996). Taču novērotie izsēšanās apjomi elementiem, kas tiek stingri aizturēti koku vainagos, piemēram, N (Lovett and Lindberg, 1993; Lovett, 1994), vai arī elementiem, kas viegli izskalojas no lapotnes audiem (piemēram, K un Mg) (Parker, 1983), parasti nav ticami. Šādos gadījumos vainaga caurteces bagātināšanās ar elementiem, ko ietekmē noskalošanās no koku vainagiem, daudz vairāk atspoguļo iekšējo barības vielu riņķojuma procesus nekā patieso ievadi ekosistēmā (Nieminen *et al.*, 1999). Zinātnieki uzskata, ka novērtējot koku vainagu izmaiņas, kā arī vielu sauso izsēšanos mežaudzē un zemsedzes veģetācijā, nogulsnēšdanās no atmosfēras mērījumos kļūda var sasniegt 30% attiecībā uz sēru un 40% attiecībā uz slāpekli un bāzes katjoniem. Uz lapotnes caurteces pētījumiem tās parasti neattiecinā. Ir ieteikta papildus koku vainagu izmaiņu pētīšana, ņemot vērā koku sugas, ekoloģisko vidi un piesārņojumu, it īpaši ar slāpekļa savienojumiem un bāziskajiem katjoniem (Draaijers *et al.*, 1996).

Ūdens, kas plūst lejup pa koka stumbru (stumbra notece), bieži sastāva ziņā atšķiras no ūdens, kas plūst caur vainagu, un var būt nozīmīgs barības vielu avots pie koka stumbra pamatnes. Parasti par kopējo ūdens plūsmu caur vainagu pieņem vainaga caurteces ūdens daudzuma un stumbra noteces summu. Ūdens plūsma zem piezemes veģetācijas ir ļoti grūti novērtējama, un to veic reti. Parasti piezemes veģetācijas ietekme tiek saistīta ar ūdens kvalitāti, kuru ievāc zem humusa slāņa (Piirainen, 2002).

Cilvēkdarbībai acīmredzami ir īpaša ietekme uz smago metālu globālo un reģionālo riņķojumu (Bourton *et al.*, 1994, Nriagu, 1996, Deboudt *et al.*, 2004). Lai arī smago metālu izsēšanās pēdējos 20 gadus Ziemeļeiropā ir ievērojami samazinājusies (Rühling *et al.*, 1992; Berthelsen *et al.*, 1995; Ukonmaanaho *et al.*, 1998b; Kubin *et al.*, 2000), vēl joprojām ir reģioni, kuros smago metālu ilgtermiņa akumulācija negatīvi ietekmē mežu ekosistēmas (Salemaa *et al.*, 2001).

Smago metālu nogulsnēšanās piesārņotos reģionos galvenokārt notiek vielu sausās izsēšanās procesā (Bergkvist *et al.*, 1989; Fergusson, 1990). Ir arī pētījumi, kuri liecina, ka lielākā daļa smago metālu no atmosfēras nokļūst uz zemes virsmas ar vielu mitro izsēšanos, kas var būt par trim vai četrām reizēm lielāka nekā vielu sausā izsēšanās (Baeyens *et al.*, 1990; Duce *et al.*, 1991; Migon *et al.*, 1991, Deboudt *et al.*, 2004). Metālu daudzuma izsēšanās no atmosfēras mainās gan laika, gan telpas ziņā. Šīs pārmaiņas

nosaka metālu īslaicīgā atrašanās atmosfērā un meteoroloģiskie faktori (Remoudaki *et al.*, 1991).

Pētījumos par piesārņojošo vielu izsēšanos no atmosfēras un to iespējamo ietekmi uz mežu ekosistēmām Latvijā līdz šim galvenokārt izmantoti dati par nokrišņu ķīmisko sastāvu atklātā laukā (Laiviņš un citi, 1996). Ūdens plūsmas kvantitatīvo un kvalitatīvo rādītāju izpēte mežu ekosistēmās Latvijā var sniegt jaunas atziņas par piesārņojošo vielu pārvērtībām kokaudzes vainagā, vainaga un augsnes buferespējām, ķīmisko vielu iznesi no mežu augsnēm. Sevišķi nozīmīgs minētais jautājums ir boreonemorālajā dabas zonā, par kuru Eiropā šādi pētījumi ir veikti maz.

3.2. Materiāls un metodes

Promocijas darba izstrādē izmantoti integrālā monitoringa (IM) dati. Šo monitoringu Latvijā sadarbībā ar Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāti realizē Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūra.

IM parauglaukumu izvietojumu un pētījumos izmantotās metodes nosaka integrālā monitoringa metodika (Manual for Integrated Monitoring, 1998).

3.2.1. Nokrišņu paraugu ievākšana atklātā laukā un to analizēšana

Rucavas un Taurenas IM poligonos nokrišņu un to ķīmiskā sastāva noteikšanai atklātā laukā katrā vietā ierīkoti 2 nokrišņu savācēji (Rucavā – izcirtumā, Taurenē – meža klajumā). Viens savācējs paredzēts ūdens paraugu ievākšanai vispārīgai ķīmisko savienojumu noteikšanai, bet otrs – ūdens paraugu ievākšanai smago metālu noteikšanai. Atbilstoši metodikai izcirtumā vai klajumā novietoto nokrišņu savācēju tuvumā neaug koki, un tuvāko koku vainagi atrodas vairāk nekā 30° leņķī virs nokrišņu savācēja apmales.

Nokrišņu savākšanai izmanto atvērta tipa nokrišņu savācēju. Tas ir atvērts arī periodos, kad nav nokrišņu. Nokrišņu savākšanas aprīkojums sastāv no piltuves, kurā ir ievietots filtrs, un uztvērējtrauka. IM poligonos ierīkoto nokrišņu savācēju konstrukcija redzama 3.1. attēlā. Piltuves apmale atrodas 1.5 m augstumā virs zemes virsmas. Ziemā nokrišņu savākšanai atklātā laukumā tiek uzstādīti sniega savācēji, kas sastāv no spaiņa un statīva. Klimatisko apstākļu atšķirību dēļ Rucavas IM poligonā sniega savācēji tiek uzstādīti un darbojas no 1. decembra līdz 31. martam, bet Taurenē – no 1. novembra līdz 31. martam.



3.1. att. Nokrišņu savācējs atklātā laukā Taurenes IM sateces baseinā

IM poligonos augstākas nokrišņu savākšanas efektivitātes nodrošināšanai nokrišņi atklātā laukā tiek savākti vienu reizi dekādē (10 dienu ilgā laika posmā). Paraugu savācēju ekspozīcijas ilgums ir saskaņots ar ekspozīcijas ilgumu, kas tiek ievērots ūdens plūsmas caur vainagu un stumbra noteces apakšprogrammās, un arī ar citu apakšprogrammu paraugu ievākšanas laikiem.

Ja paraugus ievāc reizi dekādē, var sākties to biodegradācijas procesi. To novēršanai nokrišņu savācējiem tiek izmantots aizsargmateriāls, kas izgatavots no alumīnija folijas. Lai nepieļautu biogēno vielu, galvenokārt amonija savienojumu un nitrātu sadalīšanos, nokrišņu paraugus līdz transportēšanai uz laboratoriju, kur tiek veiktas ķīmiskās analīzes, uzglabā ledusskapī.

Pirms ķīmisko analīžu veikšanas dekādēs ievāktie nokrišņu paraugi tiek sajaukti, veidojot mēneša vidējo paraugu. Paraugu sajaukšana jāveic tā, lai iegūtā vidējā parauga tilpums būtu proporcionāls kopējam dekāžu paraugu tilpumam un lai nenotiktu parauga piesārņošana. Paraugu tilpumu mērīšana, svēršana, sajaukšana, kā arī ķīmiskās analīzes atbilstoši integrālā monitoringa metodikai tiek veiktas Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūrā.

Izmantojamās ķīmisko parametru noteikšanas metodes norādītas 3.1. tabulā.

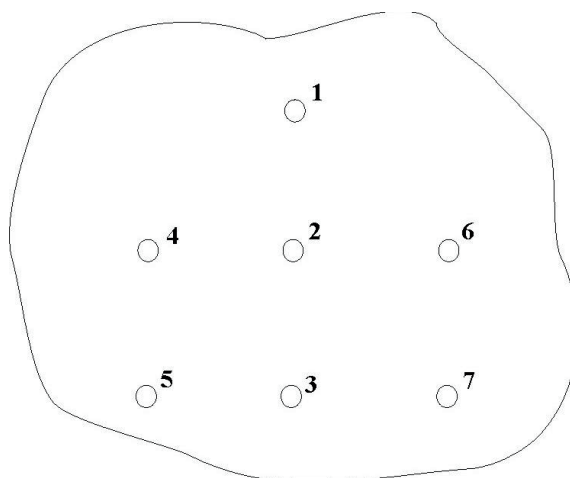
**Nokrišņu ķīmiskā sastāva analīzes metodes
(Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūras Vides laboratorija)**

Parametrs	Analīzes metodes
pH	<i>Elektrometrija.</i> Metodes pamatā ir elektrodzinējspēka mērījumi elektroķīmiskā šūnā, kas sastāv no analizējamā parauga, stikla elektroda un salīdzināšanas (references) elektroda. Ūdens paraugu pH var ātri mainīties tajos notiekošo ķīmisko, fizikālo vai bioloģisko procesu ietekmē. Šā iemesla dēļ pH tiek noteikts iespējami drīz, bet ne vēlāk kā sešu stundu laikā pēc parauga ņemšanas. Izmēra buferšķīduma temperatūru. Ieregulē pH-metra temperatūras kompensāciju. Elektrodu noskalo ar ūdeni un iemērc paraugā. Šķīdumu samaisa un nekustinot nolasa pH vērtību.
Ca²⁺ Mg²⁺ K⁺	<i>Atomabsorbcijas spektrometrijas metode.</i> Kalcija noteikšanai paraugu izsmidzina N ₂ O/acetilēna liesmā, bet magnija un kālija noteikšanai – gaisa/acetilēna liesmā, kur paraugā esošie bāzisko katjonu atomi emitē tiem raksturīgo starojumu attiecīgos viļņu garumos: Ca – 422,7 nm, Mg – 285,2 nm, K – 766,5 nm.
SO₄²⁻-S NO₃⁻-N	<i>Jonu hromatogrāfijas metode.</i> Paraugu pēc attiecīgas sagatavošanas ievada jonu hromatogrāfā, sadala uz hromatogrāfiskās kolonnas ar sorbentu – anjonītu. Sulfātus detektē ar konduktometrisko detektoru un nitrātus ar konduktometrisko detektoru vai fotometrisko detektoru (200 nm – 215 nm). Kā stacionāro fāzi izmanto anjonu apmainītāju un kā kustīgo fāzi – NaHCO ₃ (2,8 mmol) un NaCO ₃ (2,2 mmol).
Pb	<i>Atomabsorbcijas spektrometrijas, elektrotermiskā atomizācijas metode.</i> Paraugu ievada grafiņa kivetē, kur to lēni izžāvē, pārpelno un atomizē. Paraugā esošie metāla atomi absorbē tiem raksturīgo starojumu pie 283,3 nm viļņu garuma.
Zn	<i>Atomabsorbcijas spektrometrijas, liesmas atomizācijas metode.</i> Paraugu izsmidzina gaisa/acetilēna liesmā. Zn dobā katoda lampas starojuma absorbcija atomizācijas brīdī ir proporcionāla Zn koncentrācijai testējamā paraugā. Metāla atomi, kas atrodas paraugā, emitē tiem raksturīgo starojumu pie 213,9 nm viļņu garuma.

3.2.2. Vainaga caurteces ūdeņu paraugu ievākšana un analīze

Lai iegūtu kvalitatīvus rezultātus, Rucavas un Tauresnes IM parauglaukumos zem koka vainagiem ir uzstādīti 7 nokrišņu savācēji. Ziemā katrā vietā darbojas 4 sniega paraugu savācēji.

Nokrišņu savācēji ir izvietoti sistēmiskā (ieteicamais variants) izkārtojumā un attālums starp savācējiem ir 10 m. Nokrišņu savācēju shēma IM poligonos ir parādīta 3.2. attēlā.



3.2. att. Nokrišņu savācēju izvietojums zem koku vainagiem Tauresnes un Rucavas IM poligonos

Caur vainagu plūstošo nokrišņu savācēji ir novietoti 1 m augstumā no augsnes virsmas. Lai parauga savācējtrauku pasargātu no saules gaismas un sasilšanas, to ievieto melnā caurulē, kas aptīta ar alumīnija foliju.

Rucavas un Tauresnes IM poligonos atrodas piltuves veida nokrišņu savācēji. Tie izgatavoti no plastmasas, kas neizmaina parauga ķīmisko sastāvu. Caur vainagu plūstošo nokrišņu savācēji ir līdzīgi nokrišņu savācējiem atklātā laukā (3.3. att.). IM poligonos augstākas nokrišņu savākšanas efektivitātes nodrošināšanai nokrišņi caur lapotni tiek savākti ik pēc 15 dienām. Lai novērstu biodegradāciju, ir izmantots alumīnija folijas aizsargmateriāls.

Nokrišņu paraugi no visiem savācējiem poligonā tiek salieti kopā, veidojot vienu vidējo paraugu, kas reprezentē mežaudzi. Paraugus salejot kopā, rūpīgi jāseko, lai iegūtais parauga tilpums atbilstu kopējam paraugu tilpumam un lai nenotiktu parauga piesārņošana.

Paraugu ķīmiskās analīzes metodes norādītas 3.1. tabulā.



3.3. att. Caur koka vainagu plūstošo nokrišņu savācēji Taurenas IM sateces baseinā

3.2.3. Stumbra noteces ūdeņu paraugu ievākšana un analizēšana

Stumbra noteces ūdeņu paraugu ievākšanu Rucavas un Taurenas IM parauglaukumos veic no desmit brīvi izvēlētiem valdošās koku sugas – parastās priedes (*Pinus sylvestris*) kokiem. IM poligonos nokrišņu savākšanu veic ik pēc 15 dienām.

Rucavas un Taurenas IM parauglaukumā izmanto spirālveida ūdens savācējus, kas aptīti apkārt koka stumbram (3.4. att.).



3.4. att. Pa koka stumbru plūstošo nokrišņu savācējs Taurenē IM sateces baseinā

Stumbra noteces ūdens savākšanu veic divas reizes mēnesī no 1. marta līdz 31. novembrim. Atsevišķus gadus atkarībā no laika apstākļiem, piemēram, meteoroloģisko apstākļu atšķirību dēļ Taurenē nokrišņu savākšana nereti tiek uzsākta mēnesi vēlāk nekā Rucavā.

Nokrišņu paraugus no visiem savācējiem salej kopā, veidojot vienu vidējo paraugu, kas reprezentē mežaudzi. Paraugus lejot, rūpīgi jāseko, lai iegūtā vidējā parauga tilpums būtu atbilstošs kopējam paraugu tilpumam un lai nenotiktu parauga piesārņošana.

Paraugu ķīmiskās analīzes metodes norādītas 3.1. tabulā.

3.2.4. Datu statistiskā apstrāde

Katrā pētījuma teritorijā promocijas darba izstrādāšanas laikā tika aprēķinātas nokrišņu gada vidējās koncentrācijas. Ķīmisko vielu izsēšanās daudzums gadā aprēķināts, reizinot koncentrāciju paraugos ar attiecīgo nokrišņu daudzumu (mm). Pirms vidējā pH aprēķināšanas pH vērtības pārrēķinātas, izsakot kā H^+ koncentrācija. Datu statistiskajā apstrādē izmantots *Mann-Kendall* tests koncentrāciju un elementu izsēšanās laika tendenču noteikšanai, *Paired-Samples T-test* – atšķirību noteikšanai starp vidējām koncentrācijām un izsēšanās apjomiem nokrišņos atklātā laukā, vainaga caurtecē un stumbra notecē un *Mann-Whitney U-test* – atšķirību noteikšanai starp IM stacijām. Būtiskuma līmenis

$p < 0,05$ tika izvēlēts, lai attēlotu statistiski būtiskas atšķirības starp datu kopām. Datu apstrādē izmantotas programmas *MS Excel* un *SPSS 15.0 for Windows*.

3.3. Rezultāti un diskusija

Nokrišņu daudzums

Nokrišņu daudzums pa gadiem Rucavas IM stacijā pētījumu periodā svārstījies no 395,5 mm līdz 973,8 mm, bet Taurenas IM stacijā – no 470,6 mm līdz 801,3 mm (3.2. tab.).

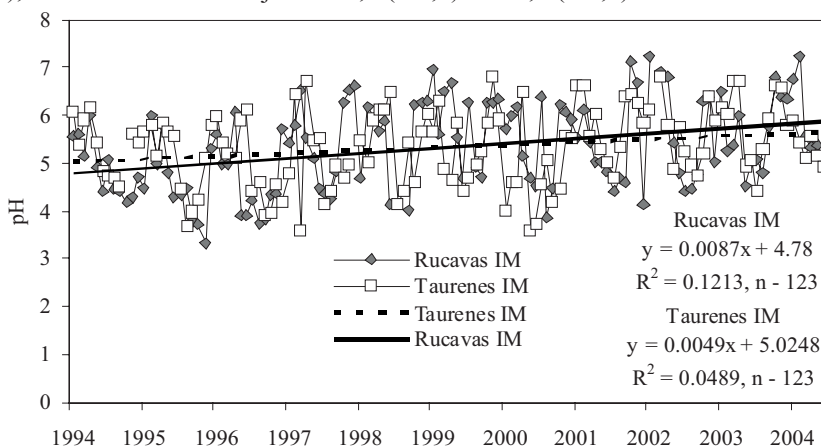
3.2. tabula

Nokrišņu daudzums Rucavas un Taurenas integrālā monitoringa stacijās

IM stacija	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Rucava	490,5	631,5	395,5	468,7	973,8	527,7	639,9	846,1	765,3	794,6	586,2
Taurene	518,0	666,3	480,4	506,5	727,9	470,6	756,0	693,8	644,2	716,3	801,3

pH

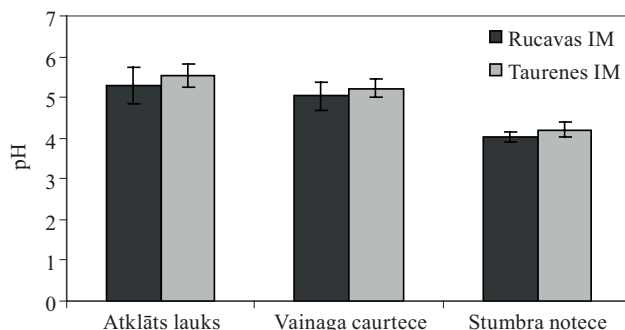
Slāpekļa un sēra savienojumi atmosfērā būtiski ietekmē nokrišņu pH. Rucavas IM stacijā nokrišņu pH līmenis laika periodā no 1994. līdz 2004. gadam ir svārstījies no 4,5 ($\pm 0,9$) 1996. gadā līdz 5,9 ($\pm 0,8$) 2004. gadā, savukārt Taurenas IM stacijā no 4,8 ($\pm 1,0$) 1997. gadā līdz 5,8 ($\pm 0,7$) 2002. gadā. Kaut arī nokrišņu pH izmaiņām pa gadiem nav ļoti izteikta tendence palielināties, konstatētais pH pieaugums Rucavas un Taurenas IM stacijās nokrišņos atklātā laukā ir būtisks ($p < 0,05$) (Terauda and Nikodemus, 2007). Līdzīgas pH izmaiņas konstatētas arī nokrišņiem zem koku vainagiem. Rucavā pH vidējā vērtība vainaga caurtecē laika gaitā ir mainījies no 4,4 ($\pm 0,4$) līdz 5,4 ($\pm 0,8$), bet Taurenas IM stacijā – no 4,5 ($\pm 0,5$) līdz 5,8 ($\pm 0,7$).



n – novērojumu skaits

3.5. att. pH izmaiņas nokrišņos atklātā laukā Rucavas un Taurenas IM stacijās

Stumbra noteces ūdeņi abās monitoringa stacijās ir ievērojami skābāki par atklāta lauka un vainaga caurteces ūdeņiem (3.6. att.). Skuju koku mežos vainaga caurtecei un stumbra notecei parasti ir zemāki pH rādītāji nekā atklāta lauka nokrišņiem. Tas parāda brīvo skābju daudzuma palielināšanos zem skuju koku vainagiem. Tādējādi skābju pārtveršana ar skuju kokiem ir lielāka nekā bāzisko vielu sausā izsēšanās vai buferkapacitāte (Pajuste, 2004). Kad ūdens plūst caur koku vainagiem un gar stumbriem, tas absorbē šķīdumus un vielas, kas nogulsņējušās ar vielu sauso izsēšanos, no skuju un mizas virsmas (Parker, 1983). Vidējie pH parametri Rucavā stumbra noteces ūdeņiem pa gadiem ir svārstījušies no 3,9 ($\pm 0,2$) līdz 4,2 ($\pm 0,3$), bet Taurenē – no 3,8 ($\pm 0,1$) līdz 4,4 ($\pm 0,7$).

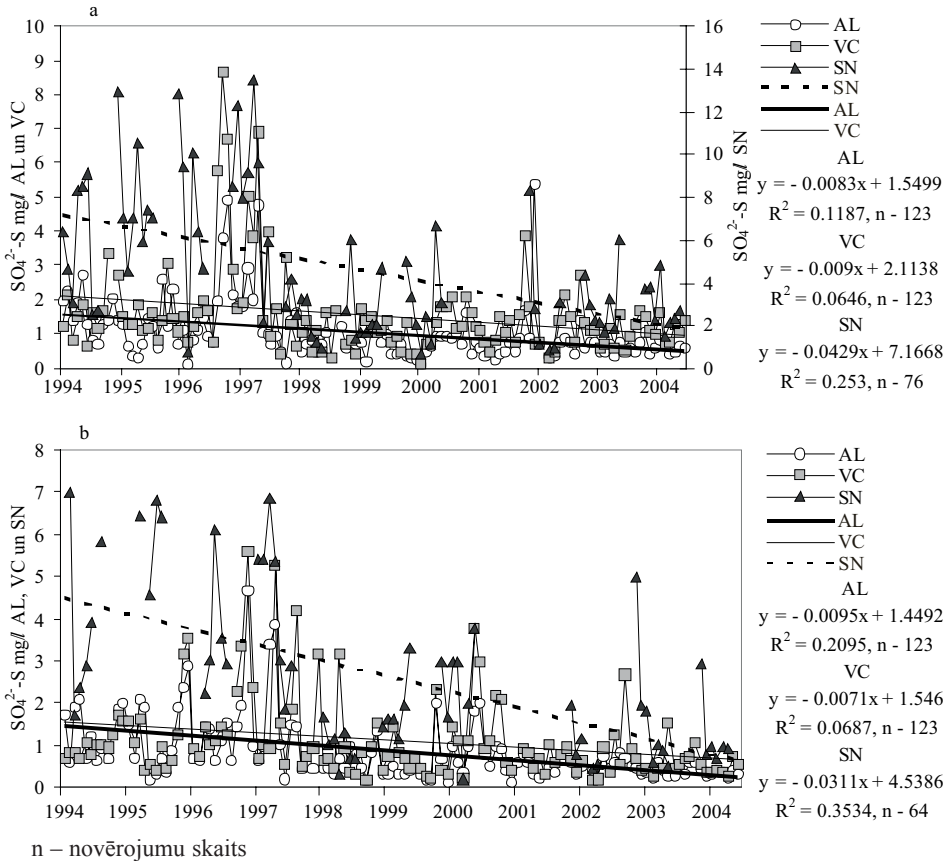


3.6. att. Gada vidējais pH (\pm standartnovirze) nokrišņos atklātā laukā, vainaga caurtecē un stumbra notecē Rucavas un Taurenē IM stacijās no 1994. līdz 2004. gadam

SO₄²⁻-S

Nokrišņu pH vērtību pieaugumu pēdējos gados atklātā laukā un ūdens plūsmā caur vainagu zinātnieki Norvēģijā pamato ar anjona izraisītās nokrišņu paskābināšanās samazināšanos (Moffatt *et al.*, 2002). To varētu attiecināt arī uz Latvijas apstākļiem, jo integrālā monitoringa stacijās laika gaitā ir novērojama būtiska SO₄²⁻-S koncentrācijas samazināšanās gan nokrišņos atklātā laukā, gan vainaga caurtecē un stumbra notecē (3.7. att.) (Terauda and Nikodemus, 2007). Rucavā SO₄²⁻-S gada vidējā koncentrācija atklātā laukā ir mainījies no 2,5 ($\pm 1,4$) mg/l 1997. gadā līdz 0,5 ($\pm 0,3$) mg/l 2000. gadā, vainaga caurtecē no 4,4 ($\pm 2,3$) mg/l 1997. gadā līdz 0,8 ($\pm 0,5$) mg/l 2000. gadā un stumbra notecē no 9,7 ($\pm 3,5$) mg/l 1997. gadā līdz 2,4 ($\pm 1,1$) mg/l 1998. gadā, bet Taurenē attiecīgi no 1,8 ($\pm 1,4$) mg/l 1997. gadā līdz 0,4 ($\pm 0,1$) mg/l 2004. gadā, no 2,3 ($\pm 1,7$) mg/l 1997. gadā līdz 0,5 ($\pm 0,2$) mg/l 2004. gadā un no 6,9 ($\pm 2,1$) mg/l 1995. gadā līdz 0,9 ($\pm 0,6$) mg/l 2002. gadā.

Lielākās konstatētās SO₄²⁻-S un skābo nokrišņu samazināšanās tendences Rucavā salīdzinājumā ar Taurenē rāda, ka pēdējos gados Latvijā samazinājies pārrobežu piesārņojums. Straujāka SO₄²⁻-S koncentrācijas samazināšanās stumbra noteces ūdeņos salīdzinājumā ar nokrišņiem atklātā laukā skaidrojama ar to, ka samazinājies piesārņojošo vielu sausā izsēšanās un uzkrāšanās uz koku stumbriem (Terauda and Nikodemus, 2007).



3.7. att. SO₄²⁻-S koncentrācija atklāta lauka nokrišņos (AL), vainaga caurtecē (VC) un stumbra notecē (SN) Rucavas IM stacijā (a) un Taurenas IM stacijā (b)

Sulfātu koncentrācija Rucavā un Taurenē palielinās šādā secībā: nokrišņi atklātā laukā < vainaga caurtece < stumbra notecē. Sulfātu koncentrācija vainaga caurtecē un stumbra notecē ir būtiski lielāka nekā to koncentrācija nokrišņos atklātā laukā (3.3. tab.). Tas sakrīt ar Somijā veikto pētījumu rezultātiem boreālajos priežu mežos (Ukonmaanako, 2001). Tā kā SO₄²⁻ raksturīga neliela saskarsme ar koku vainagiem (Lindberg *et al.*, 1986; Bredemeier, 1988), vainaga caurteces un stumbra noteces bagātināšanos ar SO₄²⁻ galvenokārt veido sausajā izsēšanās procesā uzkrāto vielu noskalošana (Lindberg and Lovett, 1992). Vainaga caurteces un stumbra noteces bagātināšanos ar sulfātiem var notikt arī tāpēc, ka augu lapotne spēj uzņemt gāzveida sēru caur atvārsnītēm, kā arī ar sorbciju piesaistīt to lapu un mizas virsmai (Murphy and Sigmon, 1990). Koku lapotnē gāzveida sērs oksidējas par sulfātu un tiek noskalots no tās kā aerosols un sulfātu daļiņas nokrišņu laikā (Lindberg *et al.*, 1986; Lindberg and Lovett, 1992; Draijers *et al.*, 1997). 1997. gadā Rucavā un daļēji arī Taurenē novērotās ļoti augstās SO₄²⁻-S koncentrācijas atklātā laukā, nokrišņos zem koku vainagiem un stumbra notecē saistāmas ar relatīvi

sauso 1996. gadu (3.2. tab.) un paaugstināto piesārņojošo vielu sauso izsēšanos un akumulāciju uz priežu skuļām, zariem un stumbra.

3.3. tabula

SO₄²⁻-S un NO₃⁻-N gada vidējās koncentrācijas (± standartnovirze) nokrišņos atklātā laukā (AL), vainaga caurtecē (VC) un stumbra notecē (SN) no 1994. līdz 2004. gadam

	SO ₄ ²⁻ -S (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)
Rucavas IM		
AL	1,0 ± 0,6 a	0,7 ± 0,2 a
VC	1,5 ± 0,9 b	0,9 ± 0,2 b
SN	4,6 ± 2,4 c	3,9 ± 3,2 c
Taures IM		
AL	0,8 ± 0,5 a	0,4 ± 0,1 a
VC	1,1 ± 0,5 b	0,6 ± 0,2 a
SN	3,1 ± 2,2 c	0,8 ± 0,7 a

Vērtības ar vienādu burtu kolonnā nozīmē, ka atšķirības starp komponentiem nav būtiskas (p>0,05).

Pētījuma periodā SO₄²⁻-S izsēšanās no nokrišņiem atklātā laukā un no vainaga caurtes nav būtiski mainījusies. Vienīgi Taurenē novērots statistiski būtiska samazināšanās tendence atklāta lauka nokrišņos: gada vidējā SO₄²⁻-S izsēšanās ar nokrišņiem samazinājusies no 9,3 kg/ha gadā līdz 3,2 kg/ha gadā. Stumbra noteci, sevišķi skuju koku mežos, nav liela nozīme jonu plūsmā mežaudzes līmenī, bet tā var būt būtiska atsevišķu koku pētījumos (Gower *et al.*, 1995; Ukonmaanaho, 2001). Tā kā stumbra noteces apjomi ir ļoti niecīgi – tikai 0,5% (Rucavā) un 0,4% (Taurenē) no nokrišņu daudzuma, tie netika ņemti vērā vielu nogulsnešanās aprēķinos. Integrālā monitoringa stacijās visaugstākā SO₄²⁻-S izsēšanās no nokrišņiem atklātā laukā tika konstatēta 1997. gadā – 10,6 (± 1,8) kg/ha, bet viszemākā izsēšanās 2004. gadā – 3,4 (± 0,3) kg/ha; attiecīgi vainaga caurtecē 1997. gadā – 15,9 (± 8,1) kg/ha un 2004. gadā – 4,5 (± 1,0) kg/ha.

NO₃⁻-N

Novērojumu periodā gan Rucavas, gan Taures IM stacijā atmosfēras nokrišņos ir samazinājusies nitrātu koncentrācija (3.8. att.). Šī samazināšanās saskan ar citu valstu zinātnieku pētījumu rezultātiem (Likens *et al.*, 1996; Stoddard *et al.*, 1999). Tomēr salīdzinājumā ar SO₄²⁻-S koncentrācijas izmaiņām nokrišņos, ar statistiski ticamo tendenci šai koncentrācijai samazināties, konstatēta NO₃⁻-N koncentrācijas samazināšanās nevienā no pētītajiem nokrišņu veidiem nav būtiska, izņemot stumbra noteci Rucavā (Terauda and Nikodemus, 2007). Līdzīgi rezultāti ir iegūti arī Somijā, kur nitrātu koncentrācija nokrišņos arī uzrāda tendenci samazināties, taču statistiski ticams tas ir tikai atsevišķos gadījumos (Ukonmaanako, 2001).

Konstatēts, ka Rucavas IM stacijā nitrātu koncentrācija vainaga caurtecē un stumbra notecē ir būtiski augstāka nekā nokrišņos atklātā laukā, bet atšķirības Taures IM stacijā nav statistiski būtiskas (3.3. tab.).

Nokrišņu analīzes rezultāti parāda, ka Latvijā boreonemorālos priežu mežos nav novērojama tendence NO_3^- -N koncentrācijai samazinās šādi: $\text{AL} > \text{VC} > \text{SN}$. Tas ir raksturīgi boreālo mežu ekosistēmās un tiek zinātniski skaidrots ar pieejamā slāpekļa trūkumu (Ukonmaanako, 2001). Ievērojami lielāka nitrātjonu izsēšanās ir konstatēta Rucavas IM stacijā (3.4. tab.), taču būtiskas atšķirības starp atklāta lauka nokrišņiem un vainaga caurteci nav konstatētas.

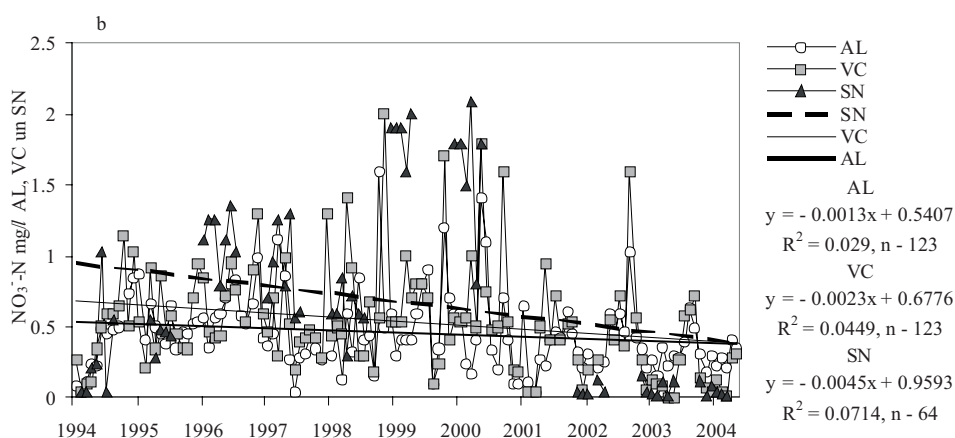
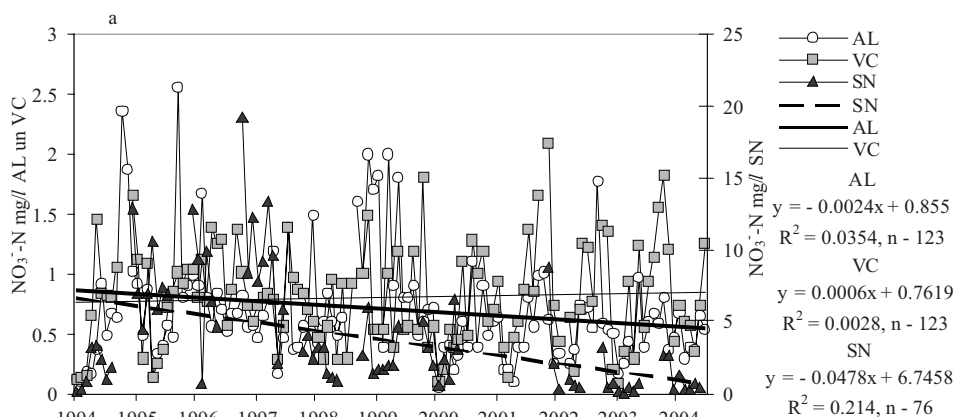
3.4. tabula

Atšķirība starp vidējo SO_4^{2-} -S un NO_3^- -N izsēšanos (\pm standartnovirze) ar nokrišņiem atklātā laukā (AL) un vainaga caurteci (VC) Rucavas un Tauresnes IM stacijās no 1994. līdz 2004. gadam

	Rucavas IM	Tauresnes IM	<i>U-tests</i>
SO_4^{2-}-S (kg/ha gadā)			
AL	6,3 \pm 2,6	5,1 \pm 2,2	n. b.
VC	7,9 \pm 4,8	5,7 \pm 2,2	n. b.
NO_3^--N (kg/ha gadā)			
AL	4,4 \pm 1,6	2,2 \pm 0,9	*
VC	4,3 \pm 1,1	2,9 \pm 1,1	*

* – atšķirība starp IM stacijām ir būtiska ($p < 0,05$)

n. b. – atšķirība starp IM stacijām nav būtiska



n – novērojumu skaits

3.8. att. $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentrācija atklāta lauka nokrišņos (AL), vainaga caurtecē (VC) un stubra notecē (SN) Rucavas (a) IM stacijā un Taurenas (b) IM stacijā

Ca^{2+} , Mg^{2+} un K^+

Nozīmīgi augu barības elementi ir bāziskie katjoni (Piirainen *et al.*, 2002). Pētījumu periodā abās IM stacijās bija novērojama Ca^{2+} un K^+ koncentrācijas samazināšanās, bet Mg^{2+} koncentrācijas palielināšanās nokrišņos atklātā laukā. Jāatzīmē, ka minētās izmaiņas laika gaitā nav bijušas būtiskas (3.5. tab.). Savukārt vainaga caurtecē bāzisko katjonu koncentrācija Rucavas IM stacijā ir palielinājusies, turpretim Taurenas IM stacijā Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācija ir samazinājusies, bet K^+ koncentrācija palielinājusies. Būtiskas izmaiņas attiecībā uz K^+ koncentrāciju konstatētas Rucavā, kur tā palielinājusies no 1,2 ($\pm 0,5$) mg/l 1995. gadā līdz 2,1 ($\pm 1,9$) mg/l 2002. gadā, un attiecībā uz Mg^{2+} koncentrāciju Taurenē, kur tā samazinājusies no 0,41 ($\pm 0,9$) mg/l 1997. gadā līdz 0,3 ($\pm 0,1$) mg/l 2004. gadā. Stumbra notecē tika novērota nebūtiska Ca^{2+} samazināšanās, bet Mg^{2+} un K^+ palielināšanās Rucavas IM stacijā un Ca^{2+} , Mg^{2+} samazināšanās, bet K^+ palielināšanās Taurenas IM stacijā. Pētījumos Somijā un Igaunijā (Ukonmaanaho, 2001,

Ukonmaanaho and Starr, 2002; Pajuste, 2004) novērota bāzisko katjonu samazināšanās, taču šīs izmaiņas nav statistiski būtiskas.

3.5. tabula

Mann-Kendall testa trenda aprēķini mēneša vidējām koncentrācijām nokrišņos atklātā laukā (AL), vainaga caurtecē (VC) un stumbra notecē (SN) no 1994. līdz 2004. gadam (Mg²⁺ – no 1996. līdz 2004. gadam)

Parametrs	Rucavas IM			Taurenes IM		
	AL	VC	SN	AL	VC	SN
Ca²⁺	-0,9 n-122	0,9 n-122	-0,8 n-78	-1,1 n-123	-0,9 n-124	-1,5 n-64
Mg²⁺	0,1 n-102	0,8 n-103	0,2 n-61	0,3 n-104	-1,7* n-103	-0,5 n-52
K⁺	-0,8 n-122	1,9* n-122	0,5 n-78	-0,2 n-123	-0,1 n-124	0,4 n-64

*p<0,05; n – novērojumu skaits

Kopumā Rucavas IM stacijā nokrišņos atklātā laukā, vainaga caurtecē un stumbra notecē novērojumu periodā vidējā bāzisko katjonu koncentrācija tika konstatēta augstāka nekā Taurenes IM stacijā (3.6. tab.). Būtiski augstāka visu pētāmo bāzisko katjonu koncentrācija novērota vainaga caurtecē: K⁺ – atklāta lauka nokrišņos, bet Mg²⁺ un K⁺ – stumbra noteces ūdeņos. Bāzisko katjonu koncentrācija stumbra notecē bija ievērojami augstāka nekā vainaga caurtecē un nokrišņos atklātā laukā. Tāpat arī būtiski atšķīrās šo katjonu koncentrācija vainaga caurtecē un atklāta lauka nokrišņos. Bāzisko katjonu būtiska palielināšanās nokrišņos zem koku vainagiem skaidrojama ar izskalošanās vai apmaiņas procesiem un vielu sausā uzkrājuma noskalošanos no lapotnes, zariem un stumbra (Pajuste, 2004). Bāzisko katjonu sausā izsēšanās novērojama tikai daļiņu veidā (Piirainen *et al.*, 2002). Tika arī novērots, ka kālija noskalošanās no koku vainagiem un stumbriem notiek lielākos apjomos nekā Ca²⁺ un Mg²⁺ izskalošanās. Tas sakrīt ar citu zinātnieku pētījumiem (Hyvärinen, 1990; Hansen, 1996; Ukonmaanaho, 2001). Kālijs galvenokārt ir sastopams jonu formā augu šūnās, turpretim kalcijs un magnijs ir vairāk saistīti ar šūnu sienīņu audiem (Piirainen *et al.*, 2002).

Vidējā bāzisko elementu izsēšanās gadā parādīta 3.7. tabulā. Bāzisko elementu izsēšanās ar vainaga caurteci bija būtiski augstāka nekā ar atklāta lauka nokrišņiem. Rucavas IM stacijā caur koku vainagiem Ca nogulsnēšanās bija 1,7 reizes, Mg nogulsnēšanās – 2,1 reizi un K nogulsnēšanās – 2,4 reizes lielāka nekā ar nokrišņiem atklātā laukā, savukārt Taurenes IM stacijā Ca nogulsnēšanās – 1,4 reizes, Mg nogulsnēšanās – 1,6 reizes un K nogulsnēšanās – 4,3 reizes lielāka. Rucavas IM stacijā no vainaga caurteces vislielākā Ca izsēšanās tika novērota 2002. gadā – 11,5 kg/ha, Mg izsēšanās – 2002. gadā 3,9 kg/ha un K izsēšanās – 1998. gadā 12,7 kg/h. Attiecīgi viszemākā izsēšanās bija 4,3 kg/ha 1999. gadā, 1,9 kg/ha – 1996. gadā un 4,3 kg/ha – 1996. gadā. Savukārt Taurenes IM stacijā vislielākā Ca izsēšanās no vainaga caurteces bija 2001. gadā – 9,5 kg/ha, Mg izsēšanās 2003. gadā – 2,4 kg/ha un K izsēšanās 2002. gadā – 11,6 kg/ha, attiecīgi viszemākā izsēšanās 1999. gadā bija 2,6 kg/ha, 1999. gadā – 1,2 kg/ha un 1995. gadā – 4,3 kg/ha. Starp abām IM stacijām būtiski atšķiras tikai K izsēšanās ar atklāta lauka nokrišņiem, – Rucavā tā ir 2,2 reizes lielāka nekā Taurenē. Savukārt nogulsnēšanās no vainaga caurteces Rucavas IM

stacijā tika konstatēta būtiski augstāka (Ca 1,3 reizes un Mg 1,5 reizes) nekā Tauresnes IM stacijā.

3.6. tabula

Ca²⁺, Mg²⁺ un K⁺ gada vidējā koncentrācija (± standartnovirze) atklāta lauka nokrišņos (AL), vainaga caurtecē (VC) un stumbra notecē (SN) no 1994. līdz 2004. gadam (Mg²⁺ – no 1996. līdz 2004. gadam)

	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)
Rucavas IM			
AL	0,8 ± 0,5 a	0,2 ± 0,1 a	0,6 ± 0,4 a
VC	1,4 ± 0,4 b	0,6 ± 0,1 b	1,7 ± 0,3 b
SN	5,2 ± 2,9 c	1,9 ± 0,3 c	4,5 ± 0,7 c
Tauresnes IM			
AL	0,6 ± 0,2 a	0,2 ± 0,1 a	0,3 ± 0,1 a
VC	1,1 ± 0,3 b	0,4 ± 0,1 b	1,4 ± 0,5 b
SN	3,4 ± 1,5 c	1,1 ± 0,4 c	3,8 ± 0,8 c

Vērtības ar dažādu burtu kolonnā norāda, ka atšķirības starp komponentiem ir būtiskas (p<0,05).

Apskatot bāzisko elementu izsēšanos laika gaitā, Rucavas IM stacijā novērota nebūtiska Ca daudzuma samazināšanās, bet Mg un K daudzuma palielināšanās ar nokrišņiem atklātā laukā un visu pētāmo bāzes elementu palielināšanās ar vainaga caurteci. Tauresnes IM stacijā Ca, Mg un K izsēšanās no nokrišņiem atklātā laukā parādīja samazināšanās tendenci, bet no vainaga caurteces – palielināšanās tendenci.

3.7. tabula

Atšķirība starp vidējo Ca, Mg un K izsēšanos (± standartnovirze) ar nokrišņiem atklātā laukā (AL) un vainaga caurteci (VC) Rucavas un Tauresnes IM stacijās no 1994. līdz 2004. gadam (Mg - no 1996. līdz 2004. gadam)

	Rucavas IM	Tauresnes IM	U-tests
Ca (kg/ha gadā)			
AL	4,2 ± 1,4	3,8 ± 1,4	n. b.
VC	7,1 ± 2,2	5,3 ± 2,0	*
Mg (kg/ha gadā)			
AL	1,5 ± 0,6	1,3 ± 0,6	n. b.
VC	3,0 ± 0,6	1,9 ± 0,5	*
K (kg/ha gadā)			
AL	3,7 ± 3,1	1,7 ± 0,9	*
VC	8,8 ± 2,7	7,3 ± 3,3	n. b.

* – atšķirība starp IM stacijām ir būtiska (p<0,05)

n. b. – atšķirība starp IM stacijām nav būtiska

Pb un Zn

Integrālā monitoringa programmas ietvaros vairākus gadus tiek analizētas smago metālu koncentrācijas. Pārrobežu piesārņojuma pārnese no Rietumeiropas un Centrālās

Eiropas reģioniem ir galvenais iemesls, kāpēc Rucavas IM stacijā nokrišnos pētāmo smago metālu saturs ir būtiski lielāks nekā Taurenas IM nokrišnos (3.8. tab.). Vidēji no 1994. līdz 2004. gadam Pb un Zn koncentrācijas Rucavas IM stacijas nokrišnos atklātā laukā ir 2,3 un 1,8 reizes, vainaga caurtecē 2,3 un 1,7 reizes un stumbra notecē 2,7 un 1,7 reizes augstākas nekā Taurenas IM stacijā.

Nokrišņu aizturēšana koku vainagos samazina ūdens daudzumu, kas sasniedz augsnes virskārtu par aptuveni 25% (Parker, 1983). Taču smago metālu daudzums ūdens plūsmā caur vainagu parasti ir lielāks par to daudzumu, kas nogulsņējas ar nokrišņiem uz koku vainagiem, sevišķi uz skuju kokiem. Bagātināšanās daudzums stipri variē starp smagajiem metāliem un koku sugām, audzes struktūru, augsnes auglību un piesārņojuma lielumu (Heinrichs and Myer, 1980). Izņēmums bieži vien ir svins. Gan Rucavas, gan Taurenas IM stacijā ūdens plūsmā caur vainagu vidējās Pb koncentrācijas ir zemākas nekā atklātā lauka nokrišnos un stumbra notecē. Tā iekšējais cikls ir mazs un izsēšanās no atmosfēras un augsnes organisko vielu mainīgums nosaka svina plūsmu cauri ekosistēmai. Svinu bieži pārtver koku vainagi, tādējādi vainaga caurtece veido mazāku svina plūsmu nekā atklātā lauka nokrišņi, taču ir arī elementi, piemēram, Zn, kas bagātinās nokrišnos zem koku vainagiem (Bergkvist *et al.*, 1989; Ceburnis and Steinnes, 2000). Stumbra noteces ūdeņos gan Pb, gan Zn koncentrācija ir visaugstākā (3.8. tab.). Tas skaidrojams ar palielinātu vielu sauso izsēšanos (Ukonmaanaho, 2001).

3.8. tabula

Pb un Zn gada vidējā koncentrācija (\pm standartnovirze) atklāta lauka nokrišnos (AL), vainaga caurtecē (VC) un stumbra notecē (SN) no 1994. līdz 2004. gadam

	Pb ($\mu\text{g/l}$)	Zn ($\mu\text{g/l}$)
Rucavas IM		
AL	4,7 \pm 2,5 a	27,8 \pm 10,4 a
VC	3,9 \pm 1,4 a	38,1 \pm 11,8 b
SN	8,7 \pm 11,1 b	62,2 \pm 18,2 c
Taurenas IM		
AL	2,1 \pm 1,3 a	15,0 \pm 5,9 a
VC	1,7 \pm 0,7 a	22,3 \pm 8,1 b
SN	3,2 \pm 0,6 b	37,0 \pm 20,1 c

Vērtības ar vienādu burtu kolonnā nozīmē, ka atšķirības starp komponentiem nav būtiskas ($p > 0,05$).

Sevišķi skuju kokiem ar stumbra noteci ievērojams daudzums smago metālu nokļūst uz zemes (Bergkvist *et al.*, 1989). Koncentrācija lielā mērā ir atkarīga no stumbra noteces tilpuma, ko nosaka vainaga blīvums un struktūra, lietus ūdeņu intensitāte un līšanas ilgums.

Arī pētījumi par smago metālu nogulsņēšanos Rucavas IM stacijā liecina, ka ar atklāta lauka nokrišņiem un vainaga caurteces ūdeņiem Pb un Zn izsēžas ievērojami vairāk nekā Taurenas IM stacijā (3.9. tab.).

Atšķirība starp vidējo Pb un Zn izgulsnēšanos (\pm standartnovirze) ar nokrišņiem atklātā laukā (AL) un vainaga caurteci (VC) Rucavas un Tauresnes IM stacijās no 1994. līdz 2004. gadam

	Rucavas IM	Tauresnes IM	<i>U-tests</i>
Pb (g/ha gadā)			
AL	28,2 \pm 10,1	11,7 \pm 7,0	*
VC	20,0 \pm 8,5	8,6 \pm 3,8	*
Zn (g/ha gadā)			
AL	175,2 \pm 65,2	96,7 \pm 47,5	*
VC	200,5 \pm 70,4	124,1 \pm 62,9	*

* – atšķirība starp IM stacijām ir būtiska ($p < 0.05$)

Apskatot pētāmo smago metālu izmaiņas laika gaitā, novērojamas atšķirības starp Pb un Zn. Atklāta lauka nokrišņos Pb izsēšanās gan Rucavas, gan Tauresnes IM stacijā uzrādīja būtisku samazināšanās tendenci: no 1994. līdz 2004. gadam izsēšanās ir samazinājusies no 26,0 g/ha līdz 7,8 g/ha gadā Rucavā un no 24,9 g/ha līdz 5,4 g/ha gadā Taurenē. Savukārt Zn izsēšanās uzrādīja būtisku palielināšanās tendenci: no 50,4 g/ha līdz 271,8 g/ha gadā Rucavā un no 42,1 g/ha līdz 197,4 g/ha gadā Taurenē. Līdzīga tendence novērojama smago metālu nogulsnešanās ar vainaga caurteci: Pb no 33,8 g/ha līdz 12,0 g/ha gadā un Zn no 150,9 g/ha līdz 222,1 g/ha gadā Rucavas IM stacijā, bet Tauresnes IM stacijā attiecīgi Pb no 12,4 g/ha līdz 5,8 g/ha gadā un Zn no 37,7 g/ha līdz 244,5 g/ha gadā. Būtiski ir samazinājusies arī Pb koncentrācija nokrišņos, izņemot ūdens plūsmā caur vainagu Tauresnes IM stacijā. Lielākajā daļā Eiropas ir novērojama svina koncentrācijas samazināšanās gan nokrišņos atklātā laukā, gan vainaga caurtecē, gan stumbra notecē (Renberg *et al.*, 2000). Tas skaidri apliecina bezsvina degvielas izmantošanas lietderību (Ukonmaanaho, 2001). Zn koncentrācija Rucavas IM nokrišņos atklātā laukā un vainaga caurtecē samazinās, bet stumbra notecē būtiski palielinās. Tauresnes IM stacijā Zn koncentrācija nokrišņos laika gaitā nav būtiski izmainījusies.

3.4. Kopsavilkums

Latvijā priežu mežos samazinās S un N savienojumu izsēšanās no atmosfēras. Vienlaikus novērojama arī būtiska nokrišņu skābuma samazināšanās. Lielākās izmaiņas konstatētas Latvijas rietumdaļā, un tas liecina, ka pārrobežu piesārņojuma ietekme no Rietumeiropas samazinās. Nokrišņu skābuma izmaiņas nav raksturīgas stumbra noteces ūdeņiem. Tādējādi var secināt, ka šo ūdeņu ķīmiskā sastāva veidošanos nosaka piesārņojošo vielu sausā izsēšanās un bioloģiskie procesi.

Tāpat kā pētījumi Somijā un Igaunijā, arī Latvijā abās IM stacijās veiktie pētījumi ir parādījuši, ka augiem nozīmīgo elementu – kalcija, magnija un kālija koncentrācija un izsēšanās nokrišņos nav būtiski palielinājusies vai samazinājusies.

Būtiskas atšķirības tika novērotas starp pētāmo smago metālu Pb un Zn izmaiņām laika gaitā. Svina koncentrācija un izsēšanās ar nokrišņiem, tāpat kā lielākajā daļā Eiropas, ir ievērojami samazinājusies. Savukārt Zn izsēšanās ar nokrišņiem ir pieaugusi.

Kopumā Rucavas IM stacijā nokrišņos atklātā laukā, vainaga caurtecē un stubra notecē novērojumu periodā vidējā sulfātu, nitrātu, bāzisko katjonu un smago metālu koncentrācija un izsēšanās bijusi lielāka nekā Taurenas IM stacijā, un tas norāda uz pārobežu piesārņojuma lielo nozīmi Latvijas atmosfēras piesārņojuma veidošanā.

Pētījumi liecina, ka Latvijas priežu mežos atsevišķos gadījumos likumsakarības nokrišņu ķīmiskā sastāva veidošanās procesā atšķiras no agrāk konstatētajām likumsakarībām boreālajos mežos Skandināvijā. Tas nozīmē, ka ne jau vienmēr ieteicams vispārināt atziņas par vides piesārņojuma ietekmi uz boreālajiem mežiem, arī uz Latvijas priežu mežiem.

Nokrišņu ķīmiskā sastāva datu apkopošana un analīze Rucavas un Taurenas IM stacijās rāda, ka Latvijas priežu mežos ir novērojamas diezgan lielas ķīmiskā sastāva svārstības, taču vienlaikus atsevišķos parametros konstatētas izteiktas pārmaiņas. Ja šīs pārmaiņas turpināsies, priežu mežu augšanas apstākļi varētu uzlaboties. Pārmaiņu attīstības tendences ir atkarīgas gan no nokrišņu ķīmiskā sastāva un piesārņojošo vielu sausās izsēšanās, gan arī no bioloģiskajiem un ķīmiskajiem procesiem mežu ekosistēmā.

4. Mežu nobiru ķīmiskā sastāva veidošanās

4.1. Literatūras apskats

Augi ķīmiskās vielas uzņem dažādos veidos. Vielas var uzņemt ar augu saknēm no augsnes, tālāk transportējot uz lapām un skužām. Tās var uzņemt arī tieši no gaisa vai nokrišņiem (Gjengedal and Steinnes, 1990). Joni, kas nogulsņējas uz lapu virsmas, tiek uzņemti lapās caur atvārsnītēm vai arī (lielākoties kopā ar putekļiem) ar lietus ūdeņiem noskaloti un aizstāti ar citu jonu spektru (Reimann *et al.*, 2001).

Skujas un zari priežu vainagā ir galvenie barības vielu uzkrājēji, kas nodrošina šo vielu saglabāšanos ekosistēmā. Kaut arī zari un vainags ietver tikai mazu daļu no kopējās koka biomasas, to audi ir barības vielām relatīvi bagāti un var saturēt vairāk nekā pusi no slāpekļa, fosfora, magnija, kālija un kalcija, kas nostabilizējušies koka biomasā (Prescott, 2002).

Ķīmisko elementu akumulācija koku lapās un skužās ir dinamisks process, kas saistīts ar citiem augos notiekošiem metaboliskiem procesiem. Elementu koncentrāciju skužās ietekmē dažādi faktori, piemēram, vietas īpašības (Florence and Chuong, 1974; Miller *et al.*, 1978; Giertych and Werner, 1996), skuju vecums (Helmisaari, 1992), pieauguma pakāpe (Fife and Nambiar, 1984) un gadalaiks (Chapin and Kedrowski, 1983; Helmisaari, 1990). Pētījumos novērots, ka sēra un smago metālu izsēšanās arī ietekmē barības vielu daudzumu skužās (Helmisaari, 1990).

Tā kā meža ekosistēmā piesārņojošās vielas un barības vielas no nokrišņiem, kā arī daļiņas vielu sausajā izsēšanās procesā vispirms uztver koku vainagi, tad nobiras, kas nokļūst uz augsnes, satur ķīmiskas vielas, kuras akumulējušās koku skužās un lapās. Meža nobiras ir koku un krūmu atmirušās daļas (lapas, skujas, zari, mizas, zvīņas), kas augsnes virskārtā veido nedzīvās zemsegas horizontu. Tiek uzskatīts, ka nobiras ir otrs lielākais barības elementu avots zemes virskārtā, taču barības elementi no organiskajām vielām mineralizācijas procesā atbrīvojas lēni, turpretim barības vielas, kas nonākušas augsnē ar vainaga caurteces ūdeņiem, parasti ir gandrīz izšķīdušas un līdz ar to augi tās var ātri uzņemt (Ukonmaanaho, 2001; Pajuste, 2004).

Mežu augšana un produktivitāte galvenokārt ir atkarīga no nobiru daudzuma, to veida un sadalīšanās ātruma (Kavvadias *et al.*, 2001). Galvenais nobiru avots ir koka vainags. Vainaga īpašības nosaka augsnes mikroorganismu un faunas sabiedrību veidošanos, kā arī barības vielu pieejamību (Vogt *et al.* 1986). Koka vainaga īpašības būtiski ietekmē producēto nobiru daudzumu un veidu. Tās lielā mērā nosaka arī to barības vielu daudzumu, ko var izmantot otreizēji (Prescott, 2002). Skuju koku nobiras tiek producētas lielā daudzumā, un tās ir ļoti nozīmīga frakcija meža ekosistēmā (Rühling and Tyler, 1973). Biogēno elementu aprite nobirās un nobiru sadalīšanās ir svarīgs posms barības vielu piegādē augsnei. Šim posmam ir liela nozīme barības vielām nabadzīgajos boreālajos skuju koku mežos, kuros nobiru sadalīšanās norisinās samērā lēni un barības vielu pieejamība augiem ir zema (Staaf and Berg, 1981). Lapu koku nobiras ķīmiskajā ziņā atšķiras no skuju koku nobirām – tās ir mazāk izturīgas pret sadalīšanos nekā skuju koku nobiras (Kavvadias *et al.*, 2001).

Barības vielu pieejamība meža ekosistēmās ir atkarīga no efektīvas barības vielu otrreizējas izmantošanas ekosistēmas iekšienē. Šajā ciklā barības vielas tiek atdotas atpakaļ augsnē ar nobirām. Atmirstot augu audiem, nobiras sadalās un mineralizējas. Atbrīvojušās barības vielas ar augsnes organismu palīdzību tiek pārstrādātas otrreiz un uzņemtas atpakaļ augos. Nobiru sadalīšanās un mineralizācijas tempus ietekmē temperatūra un mitruma apstākļi, kā arī nobiru ķīmiskās un fizikālās īpašības (Prescott, 2002).

Koku sugai ir liela nozīme nobiru veidošanā (Pedersen and Bille-Hansen, 1999). Sugu sastāvs būtiski ietekmē arī barības vielu apriti. Dažādu koku sugu mežos ir novērotas dažādas tendences barības vielu pieejamībā meža stāvam un augsnei. Tā, piemēram, priežu mežu nobirās konstatēta zema barības vielu koncentrācija un neliela barības vielu pieejamība meža stāvam (Prescott *et al.*, 1992). Egļu audžu nobirās novērota augstāka barības vielu koncentrācija salīdzinājumā ar priežu audzēm (Perala and Alban, 1982). Lapu koku sugu vainagā parasti ir augstāka slāpekļa, kālija, kalcija un magnija koncentrācija salīdzinājumā ar skuju koku vainagu (Bergmann, 1988; Bonneau, 1988). Tādējādi lapu koku nobiras var būt bagātākas ar barības vielām. Noskaidrots, ka mežos ar lielu platlapu koku piejaukumu nobirās ir augstāks bāzisko katjonu saturs, kā arī augstāka augsnes pH vērtība (Binkley, 1994).

Svarīga nozīme nobiru ķīmiskā sastāva veidošanās procesā ir arī atmosfēras piesārņojumam, kas nosaka smago metālu un citu ķīmisko vielu saturu skujās un lapās. Neliels smago metālu daudzums vienmēr ir sastopams vidē, bet to palielināta koncentrācija, kā zināms, bojā visus dzīvus organismus un var izraisīt nobiru sadalīšanās ātruma samazināšanos un līdz ar to lēnāku visas ekosistēmas barības elementu riņķojumu (Doelman, 1985; Bååth, 1989; Fritze *et al.*, 1997; Giller *et al.*, 1998; Pennanen, 2001).

4.2. Materiāls un metodes

4.2.1. Augsnes paraugu ievākšana un to ķīmiskās analīzes

Augsnes paraugi ievākti un to ķīmiskās analīzes veiktas atbilstoši integrālā monitoringa metodikai (Manual for Integrated Monitoring, 1998). Augsnes paraugi ir ievākti 2000. gadā no 40x40 m liela augsnes parauglaukuma katrā IM stacijā. Parauglaukums pirms paraugu ievākšanas tika sadalīts 10x10 m apakšlaukumos. Katrs apakšlaukums sīkāk sadalīts 1x1 m lielos apakšlaukumos. Augsnes paraugi ar augsnes zondi ievākti no katra desmitā 1x1 m lielā laukuma. Augsnes paraugi tika ievākti no organiskā slāņa (O horizonta), 0–5 cm, 10–20 cm, 40–60 cm un 60–80 cm dziļuma. Līdz ar to no katra esošā augsnes slāņa attiecīgajā parauglaukumā ievākti 16 individuālie paraugi. Pirms paraugu ķīmisko analīžu veikšanas paraugi izžāvēti, izsijāti caur 2 mm augsnes sietu un no 16 individuālajiem augsnes slāņa paraugiem izveidoti 3 vidējie augsnes slāņa paraugi. Augsnes paraugu ķīmiskās analīzes veiktas Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūras Vides departamenta laboratorijā.

Apmaiņas elementi – Ca, K un Mg un N_{kop} tika noteikti ar atomabsorbcijas metodi 0,1 M BaCl₂ izvilkumā. Pb un Zn noteikti, izmantojot atomabsorbcijas metodi karaļūdens šķīdumā.

4.2.2. Skuju paraugu ievākšana un to ķīmiskās analīzes

Skuju paraugu ievākšana un to ķīmiskās analīzes veiktas atbilstoši integrālā monitoringa metodikai (Manual for Integrated Monitoring, 1998).

Skuju paraugi ievākti katru gadu oktobrī vai novembrī atkarībā no veģetācijas sezonas beigām. Skuju paraugi iegūti, apgriežot sānu zarus 8 priedēm katrā IM sateces baseinā (6 līdz 10 metru augstumā ar speciālām grieznēm).

Skuju paraugi pēc savākšanas tika ievietoti plastikāta maisos, uzglabāti vēsumā un nogādāti laboratorijā. Laboratorijā skuju paraugus sašķiroja pēc vecuma, atdalot pirmā (C), otrā (C+1) un trešā (C+2) gada pieauguma skuju.

Pēc tam paraugus ievietoja papīra maisos un žāvēja vismaz 48 stundas 40 °C temperatūrā. Žāvētās skuju sasmalcināja tērauda dzirnavās pulverī, līdz daļiņas kļuva mazākas par < 0,5 mm. Izkaltētos paraugus, kas netika izmantoti tūlītējām analīzēm, ievietoja papīra maisos un uzglabāja vēlākiem pētījumiem. Katra gada pieauguma skuju biogēnos elementus noteica ar atomabsorbcijas spektrofotometru HNO_3 izvilkumā; N_{kop} – 1M BaCl_2 izvilkumā, bet smagos metālus Pb un Zn – HNO_3 un HClO_4 maisījumā (4:1) izvilkumā. Paraugu ķīmiskās analīzes veiktas LU Bioloģijas fakultātes Botānikas un ekoloģijas katedras laboratorijā.

4.2.3. Nobiru paraugu ievākšana un ķīmiskās analīzes

Nobiru paraugi ievākti un to ķīmiskais sastāvs noteikts atbilstoši integrālā monitoringa metodikai (Manual for Integrated Monitoring, 1998).

Rucavas un Tauresnes parauglaukumos zem dominējošo koku vainagiem tika izvietotas 10 nobiru savācējkaštes (uztverošās virsmas laukums 1 m²). Savācējkaštēm ir 10 centimetrus augstas apmalītes, un to centrā atrodas koka rāmis, kas kavē nobiru materiāla izpūšanu no kaštes vējainā laikā (4.1. att.). Ērtākai paraugu savākšanai kaštēs ieklāta polietilēna plēve, kurā izdurti caurumi lietus ūdens aizvadišanai. Nobiru paraugi ievākti katra mēneša pēdējā datumā.



4.1. att. Nobiru paraugu savācējkaiste Tauresnes IM sateces baseinā

Ievāktās nobiras, uzvelkot rokās cimds, ievietoja lielos papīra vai plastikāta maisos un nogādāja laboratorijā.

Paraugus pirms analīžu veikšanas šķiroja pa frakcijām, žāvēja 40 °C temperatūrā līdz pastāvīgam svaram, nosvēra un ar laboratorijas dzirnaviņām samala. Katra mēneša vidējam paraugam LU Bioloģijas fakultātes Botānikas un ekoloģijas katedras laboratorijā 1M BaCl₂ un HNO₃ izvilkumā ar atomabsorbcijas spektrofotometru noteica biogēnos elementus un Pb un Zn koncentrāciju. Paralēli Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūras Vides laboratorijā tika veikta vidējā gada nobiru paraugu analīze (Ca, Mg, K no 1994. līdz 1999. gadam 1M BaCl₂ izvilkumā, no 2000. līdz 2006. gadam HNO₃ izvilkumā; N_{kop} – 1M BaCl₂ izvilkumā un smagie metāli Pb un Zn – HNO₃ un HClO₄ maisījuma (4:1) izvilkumā). Izmaiņas paraugu izvilkumos ir saistītas ar integrālā monitoringa metodikas maiņu.

4.2.4. Datu statistiskā apstrāde

Pētījumā izmantotas gada vidējās un mēneša ķīmisko elementu koncentrācijas nobirās un gada vidējās koncentrācijas skujās un augsnē. Elementu izsēšanās daudzums tika aprēķināts, reizinot koncentrāciju paraugos ar attiecīgo nobiru daudzumu (kg). Datu statistiskajā apstrādē izmantots *Mann-Kendall* tests, lai noteiktu elementu koncentrāciju laika tendences, *Paired-Samples T-test*, lai noteiktu elementu koncentrācijas pārmaiņas pirmā (C), otrā (C+1) un trešā gada (C+2) pieauguma skuju paraugos, un *Mann-Whitney U-test*, lai noteiktu elementu koncentrāciju sezonālās atšķirības, kā arī atšķirības starp IM stacijām, un atšķirības starp bāzisko elementu koncentrācijām BaCl₂ izvilkumā un HNO₃ izvilkumā. Būtiskuma pakāpe $p < 0,05$ tika izvēlēta, lai attēlotu statistiski būtiskas atšķirības starp datu kopām. Datu apstrādē izmantotas programmas *MS Excel* un *SPSS 15.0 for Windows*.

4.3. Rezultāti un diskusija

Vielu ienese meža ekosistēmās ir atkarīga ne tikai no nokrišņiem, bet arī no meža nobirām. Mežu ekosistēmas attīstību un produktivitāti galvenokārt nosaka barības elementu riņķojums, un meža nobiras ir visnozīmīgākais faktors šajā riņķojumā (Gonzales-Arias *et al.*, 1998; Kavvadias *et al.*, 2001). Nobiru veidošanās ir saistīta ar audzes īpašībām (sugu sastāvu, audzes vecumu un bieztību) un meteoroloģiskajiem apstākļiem (Pedersen and Bille-Hansen, 1999; Ukonmaanaho, 2001). Promocijas darbā ir apskatīta arī augsnes un skuju ķīmiskā sastāva nozīme nobiru veidošanā. Tāpēc turpmākajā izklāstā sniegtas pētījumā iegūtās ziņas par Rucavas un Taurenes IM parauglaukumu augsnes un skuju ķīmisko sastāvu un to izmaiņām laika gaitā.

4.3.1. Augsnes ķīmiskais sastāvs

Augsnes analīzes rezultāti pētījumā rāda, ka biogēno elementu koncentrācija augsnes virsējos slāņos līdz 40 cm dziļumam augstāka ir Rucavas parauglaukumā (4.1. tab.). Savukārt augsnes slāņos 60–80 cm dziļumā augstāka Ca, Mg, K un N_{kop} koncentrācija novērota Taurenes IM parauglaukumā. To varētu skaidrot ar augsnes veidošanās apstākļiem. Piejūras zemienē augsne ir veidojusies uz jūras nogulumiem, kuros ir relatīvi liels piejaukums smalku gliemežvāku. Savukārt Taurenes IM parauglaukumā augsne veidojusies uz glaciofluvialajiem smilts nogulumiem. Tāpēc ķīmisko elementu koncentrācijas sadalījums pa augsnes slāņiem mainās atkarībā no granulometriskā sastāva atšķirībām. Rucavas IM parauglaukumā tipiskā podzola smilts augsnē Ca, Mg, K un N_{kop} koncentrācija, augsnes horizontiem padziļinoties, pakāpeniski samazinās, un tas liecina par vielu bioloģiskās aprites lielo nozīmi augsnes ķīmiskā sastāva veidošanās gaitā. Augsnes virsējos horizontos minētajiem ķīmiskajiem elementiem abu staciju parauglaukumos ir līdzīgas izmaiņas. Vispārējās ķīmisko elementu koncentrācijas samazināšanās tendenci Taurenē pārtrauc Ca, Mg un K koncentrācijas pieaugums 60–80 cm dziļā augsnes slānī (4.1. tab.) Tas liecina par augsnes granulometriskā sastāva lielo nozīmi augsnes ķīmisko īpašību veidošanās procesā.

Elementu koncentrācijas augsnes slāņos Rucavas un Taurenē IM parauglaukumos

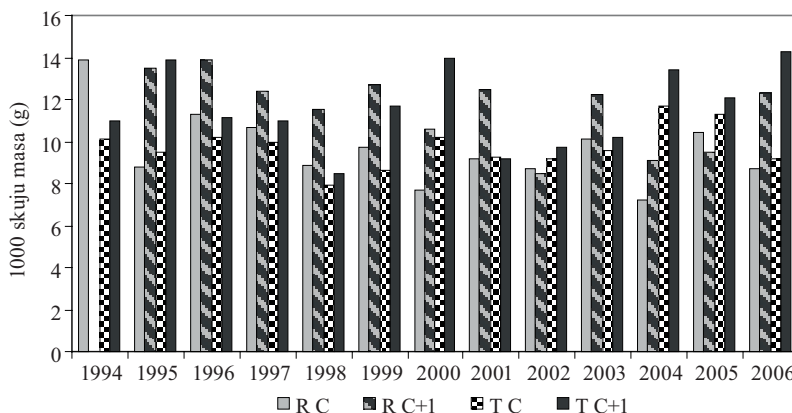
Augsnes slānis cm	Augsnes horizonts	Ca mg/kg		Mg mg/kg		K mg/kg		N _{kop} mg/kg		Pb mg/kg		Zn mg/kg	
		Rucavas IM	Taurenē IM	Rucavas IM	Taurenē IM	Rucavas IM	Taurenē IM	Rucavas IM	Taurenē IM	Rucavas IM	Taurenē IM	Rucavas IM	Taurenē IM
- 5	O	2734,0	1694,0	288,0	203,0	454,0	235,0	13500,0	10700,0	56,6	36,0	60,1	29,6
0-5	E	208,0	67,5	18,1	9,91	34,6	29,3	1350,0	830,0	20,1	9,0	8,7	4,55
5-10	Bs	57,1	28,4	6,91	5,21	19,16	14,14	380,0	660,0	8,2	7,9	5,21	5,76
10-20	Bs	23,6	17,8	3,11	3,07	9,55	11,62	400,0	490,0	12,1	6,2	21,7	9,5
20-40	Bs	22,1	12,1	2,94	2,26	7,01	9,78	430,0	300,0	9,2	4,9	25,8	10,8
40-60	BC	15,9	7,49	2,01	2,18	3,65	7,81	170,0	160,0	7,5	4,8	18,3	8,8
60-80	BC	9,43	28,4	1,62	5,27	2,71	14,22	130,0	150,0	5,1	5,1	9,2	8,5

Ca, Mg, K un N_{kop} koncentrācija noteikta BaCl₂ izvilkmā, bet Pb un Zn koncentrācija – karajūdens šķīdumā

Augstāka smago metālu koncentrācija ir Rucavas IM parauglaukuma O horizontā. Dziļākos slāņos tā pakāpeniski samazinās (4.1. tab.). Šādas koncentrācijas izmaiņas liecina par smago metālu ienesi augsnē no atmosfēras. Tas, ka Rucavā ir augstāka smago metālu koncentrācija nekā Taurenē, ir saistīts ar piesārņojuma pārrobežu pārneši: atmosfēras gaisa masām pārvietojoties, šie metāli tiek atnesti no Eiropas lielajiem rūpnieciskajiem rajoniem, kā arī no Lietuvas (Brumelis *et al.*, 1997; Nikodemus *et al.*, 2004).

4.3.2. Skuju masa un tās ķīmiskais sastāvs

Rucavas un Taurenē IM staciju priežu mežaudzēs visām priedēm monitoringa veikšanas laikā saglabājās pēdējo triju gadu skuju, un tas norāda uz relatīvi labu vides kvalitāti. 1000 skuju masa Taurenē un Rucavas IM parauglaukumos ir līdzīga. Analizējot skuju svara izmaiņas pa gadiem, nav novērojama izteikta svara pieauguma vai samazināšanās tendence (4.2. att.), bet ir konstatētas diezgan lielas masas atšķirības starp gadiem. Tas skaidrojams ar gada meteoroloģisko apstākļu atšķirībām. Latvijā kopumā laika periodā, kamēr darbojusies integrālā monitoringa programma, priedes vainaga defoliācija ir samazinājusies par 10% (Reģionālais meža monitorings..., 2003). Tas neatspoguļojas Taurenē un Rucavas IM staciju parauglaukumos priežu skuju masas izmaiņās. Skuju masa Rucavas IM stacijā ir nedaudz lielāka, bet tās atšķirības nav statistiski būtiskas (4.2. tab.).



4.2. att. 1000 pirmā gada skuju (C) un otrā gada (C+1) skuju masa Rucavas (R) un Taurenes (T) IM stacijās

4.2. tabula

1000 skuju vidējā masa (\pm standartnovirze) priežu skujām Rucavas un Taurenes IM stacijās no 1994. līdz 2006. gadam

Skuju vecums	Vidējā masa (g)
Rucava – C	9,6 \pm 1,7
Rucava – C+1	11,5 \pm 1,7
Taurene – C	9,7 \pm 1,0
Taurene – C+1	11,5 \pm 1,9

C – pirmā gada skuju,

C+1 – otrā gada skuju

Atsevišķu ķīmisko elementu koncentrācija skujās atšķiras atkarībā no skuju vecuma. Ca koncentrācija vecākās skujās (C+2) ir ievērojami lielāka (vidēji 5,1 (\pm 0,8) g/kg Rucavas IM stacijā un 4,2 (\pm 2,0) g/kg Taurenes IM stacijā) nekā jaunākās skujās (C) (vidēji 3,3 (\pm 1,0) g/kg Rucavā un 2,2 (\pm 1,1) g/kg Taurenē). Mg un N_{kop} koncentrācija atkarībā no skuju vecuma būtiski nemainās. K saturs, pateicoties tā augstai bioloģiskai aktivitātei, lielāks ir pēdējā gada skujās (vidēji 6,3 (\pm 1,3) g/kg Rucavā un 5,7 (\pm 0,7) g/kg Taurenē) un pakāpeniski samazinās vecākās skujās (vidēji 5,3 (\pm 0,6) g/kg Rucavā un 4,9 (\pm 0,7) g/kg Taurenē).

Augstāka pērito ķīmisko elementu koncentrācija skujās salīdzinājumā ar Taurenes IM parauglaukumu ir Rucavas IM parauglaukumā (4.3. att.). Tomēr atšķirības starp Ca, Mg, K un N_{kop} koncentrācijām skujās Rucavā un Taurenē nav statistiski būtiskas (4.3. tab.).

Vidējā biogēno elementu koncentrācija (\pm standartnovirze) skujās Rucavas un Taurenes IM stacijās no 2001. līdz 2006. gadam

	Rucavas IM	Taurenes IM	<i>U</i> -tests
Ca g/kg			
C	3,3 \pm 1,0	2,2 \pm 1,1	n. b.
C+1	4,2 \pm 1,3	3,7 \pm 1,1	n. b.
C+2	5,1 \pm 0,8	4,2 \pm 2,0	n. b.
Mg g/kg			
C	1,1 \pm 0,2	1,0 \pm 0,2	n. b.
C+1	1,0 \pm 0,1	0,9 \pm 0,2	n. b.
C+2	0,9 \pm 0,1	0,9 \pm 0,2	n. b.
K g/kg			
C	6,3 \pm 1,3	5,7 \pm 0,7	n. b.
C+1	5,6 \pm 0,8	5,2 \pm 0,6	n. b.
C+2	5,3 \pm 0,6	4,9 \pm 0,7	n. b.
N_{kop} g/kg			
C	14,3 \pm 1,0	14,2 \pm 2,8	n. b.
C+1	14,5 \pm 0,8	13,6 \pm 1,0	n. b.
C+2	13,9 \pm 0,5	13,4 \pm 0,9	n. b.

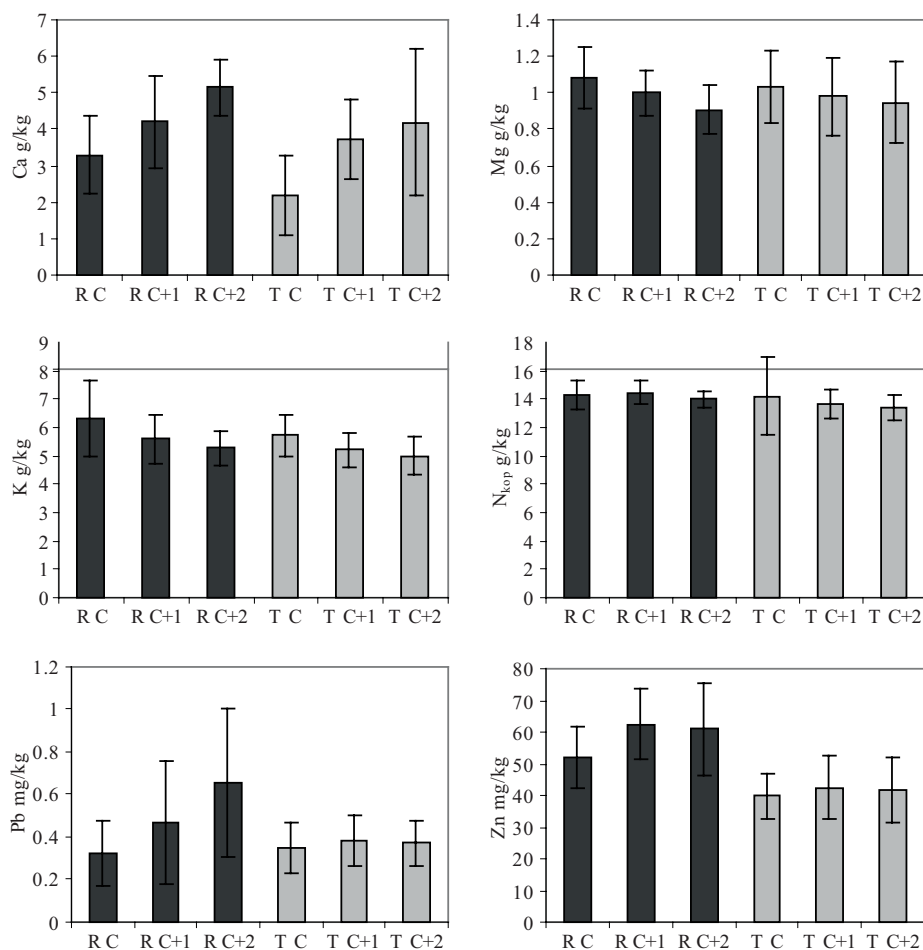
C – pirmā gada skujas,

C + 1 – otrā gada skujas,

C + 2 – trešā gada skujas.

n. b. – atšķirības starp IM stacijām nav būtiskas ($p > 0,05$)

Smago metālu koncentrācijas izmaiņas atkarībā no skuju vecuma nav viennozīmīgas. Zn koncentrācijas sadalījumā atkarībā no skuju vecuma nav izteiktas atšķirības. Rucavā Pb koncentrācija atkarībā no skuju vecuma pa gadiem palielinās, bet Taurenē šāda tendence netika novērota. Dažādi rezultāti iegūti, salīdzinot skuju pētījumu rezultātus Rucavas un Taurenes IM parauglaukumos. Zn koncentrācija priežu skujās Rucavas IM parauglaukumā ir daudz augstāka nekā tā koncentrācija Taurenes IM parauglaukumā. Kaut arī sūnu monitoringa rezultāti (Brumelis *et al.*, 1997; Nikodemus *et al.*, 2004), kā arī augsnes un nokrišņu ķīmiskais sastāvs uzrāda, ka Rucavā piesārņojums ar Pb ir lielāks, skuju analīžu rezultāti to skaidri neparāda (4.3. att.).



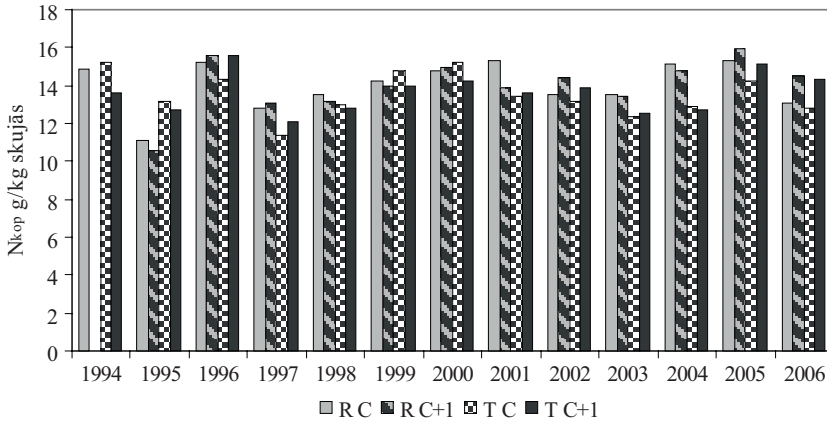
C – pirmā gada skuju,

C + 1 – otrā gada skuju,

C + 2 – trešā gada skuju

4.3. att. Ca, Mg, K, N_{kop}, Pb un Zn vidējā koncentrācija skujās Rucavas un Taurenes IM stacijās

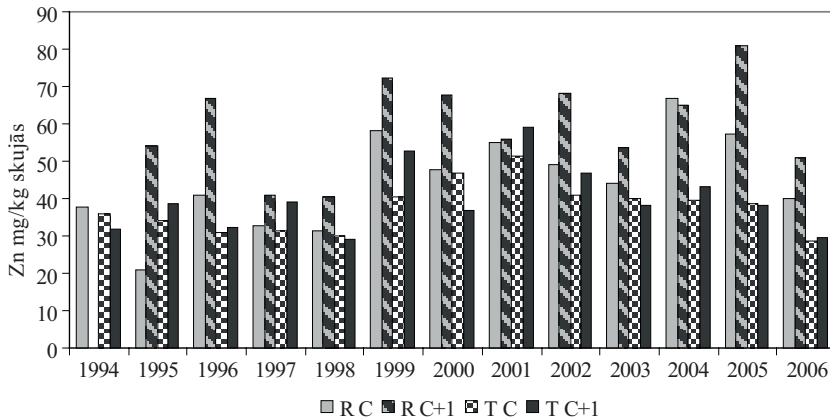
Pētījumi Latvijas priežu mežu ekosistēmās parādīja, ka skuju ķīmiskā sastāva izmaiņas ilgākā laika periodā ir ļoti mainīgas. Tā, piemēram, slāpekļa vidējā koncentrācija pa gadiem skujās pētījumu laikā Rucavā mainījies no 10,6 līdz 15,3 g/kg, bet Taurenes IM stacijā – no 12,1 līdz 15,2 g/kg (4.4. att.). Visaugstākā kopējā slāpekļa koncentrācija Rucavas un Taurenes IM staciju parauglaukumu priežu skujās konstatēta 1996. un 2005. gadā. Augsto koncentrāciju, iespējams, noteicis tas, ka šajos gados bijis ļoti mazs nokrišņu daudzums, piemēram, 1996. gadā aptuveni 150 mm zemāks par vidējo gada normu (3.2. tab.) (Lyulko and Frolova, 2001).



C – pirmā gada skuju, C + 1 – otrā gada skuju

4.4. att. N_{kop} koncentrācija priežu skužās Rucavas (R) un Taurenas (T) IM stacijās

Arī smago metālu koncentrācija skužās pa gadiem mainās. Vislielākās izmaiņas gadu gaitā novērotas Rucavas parauglaukumā, kur ir augstāks vides piesārņojums. Iezīmējas kopīgā tendence – Zn koncentrācija skužās pēdējos desmit gados straujāk pieaug Latvijas rietumdaļā (4.5. att.).



C – pirmā gada skuju, C + 1 – otrā gada skuju

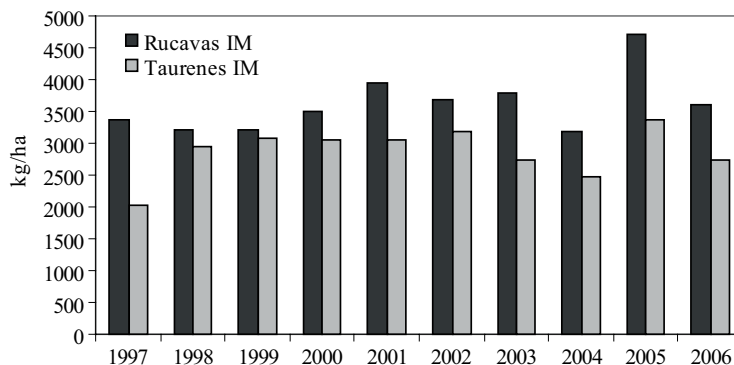
4.5. att. Zn koncentrācija priežu skužās Rucavas (R) un Taurenas (T) IM stacijās

4.3.3. Meža nobiru daudzums un to ķīmiskais sastāvs

Nobiru daudzums

Lielāko daļu nobiru uz augsnes virskārtas veido koku vainagi. Nobiru daudzuma izmaiņas laika periodā no 1997. līdz 2006. gadam parādītas 4.6. attēlā. Nobiru daudzums pētījuma periodā Rucavas IM stacijā svārstās no 3176,5 līdz 4702,7 kg/ha, bet Taurenas IM stacijā – no 2038,9 līdz 3370,1 kg/ha. Vidējais nobiru daudzums Rucavas IM stacijā ir $3620,5 \pm 461,8$ kg/ha, bet Taurenas IM stacijā – $2868,8 \pm 387,8$ kg/ha. Nedaudz lielākais

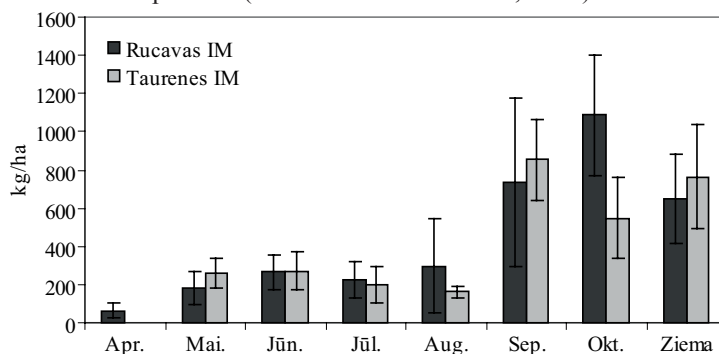
nobiru daudzums Rucavā ir saistāms ar koku vainagu projektīvo segumu – Rucavā tas ir 85%, bet Taurenē 70%.



4.6. att. Nobiru daudzums pa gadiem Rucavas un Taurenē IM priežu parauglaukumos

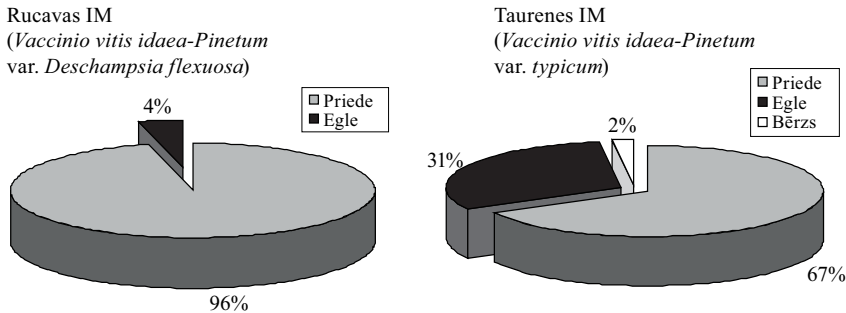
Gada nobiru minimālais un maksimālais daudzums Taurenē un Rucavā pa gadiem atšķiras.

Nobiru daudzuma sezonālās izmaiņas IM stacijās (4.7. att.) varētu skaidrot gan ar atšķirībām mežaudzes sugu sastāvā (4.8. att.), gan veģetācijas perioda ilgumu, gan daļēji arī ar sniega segas biežumu (Terauda and Nikodemus, 2006). Pavasarī un vasaras sākumā vidējais nobiru daudzums Rucavas IM parauglaukumā ir 176,5 (\pm 112,3) kg/ha, bet Taurenē IM parauglaukumā 240,3 (\pm 31,7) kg/ha. Savukārt rudenī novērojama pretēja tendence – Rucavā konstatēts lielāks nobiru daudzums nekā Taurenē. Maksimālais nobiru daudzums Rucavā novērots oktobrī – vidēji 1088,4 (\pm 316,8) kg/ha, bet Taurenē septembrī – vidēji 855,7 (\pm 212,1) kg/ha. Lapu koki visvairāk no vainagu biomasas zaudē rudenī, taču arī skuju kokiem 40%–60% no ikgadējā nobiru daudzuma veidojas septembrī un oktobrī (Viro, 1975; Mälkönen, 1974). Līdzīgi skaitļi iegūti arī Rucavas un Taurenē IM stacijās, kur attiecīgi 53,3% un 44,5% nobiru veidojas septembrī un oktobrī. Veģetācijas sezona Taurenē salīdzinājumā ar Rucavu ir īsāka par aptuveni 10–15 dienām. Ar to varētu izskaidrot nobiru, galvenokārt skuju un bērzu lapu, daudzuma strauju palielināšanos septembrī (Terauda and Nikodemus, 2006).



4.7. att. Vidējais nobiru daudzums pa mēnešiem Rucavas un Taurenē IM priežu parauglaukumos

Ziemas mēnešos Tauresnes IM parauglaukumā ir vairāk nobiru nekā Rucavā (4.7. att.). Tauresnes IM parauglaukumā ziemas mēnešos (no novembra līdz aprīlim) samērā lielu nobiru daudzumu - vidēji 763,2 (\pm 272,5) kg/ha veido egļu skujas, priežu zari un mizas. Šis nobiru daudzuma un bioloģiskā sastāva atšķirības saistītas ar mežaudžu sastāvu – Tauresnes mežaudzē bez priedēm 1/3 daļu sastāda arī egles un bērzi (4.8. att.). Eglēm raksturīgi ir tas, ka šie koki vecās skujas met galvenokārt ziemas mēnešos. Lielāku nobiru daudzumu Taurenē salīdzinājumā ar Rucavu ziemas mēnešos ietekmē arī lielāks sniega biežums, jo, pēc Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūras datiem, vidējais sniega segas biežums Vidzemes augstienē ir 40–50 cm, bet Piejūras zemienē – tikai 10–20 cm.



4.8. att. Rucavas un Tauresnes IM parauglaukumu mežaudžu sastāva raksturojums

Mežu nobiru ķīmiskais sastāvs

Ķīmisko elementu saturs noteikšana meža nobirās sniedz nozīmīgu informāciju, kas palīdz novērtēt mežu funkcionālo pakāpi (Robert *et al.*, 1996). Trīspadsmit gadu pētījuma rezultāti ir parādījuši, ka kopējā nobiru ķīmiskā sastāva veidošanās procesā liela nozīme ir mežaudzes koku sastāvam. Lai gan augsnes virskārtā un skujuļās augstāka Ca, Mg, K un N_{kop} koncentrācija ir Rucavas parauglaukumā, augstāka šo ķīmisko elementu koncentrācija nobirās ir konstatēta Tauresnes parauglaukuma (Terauda and Nikodemus, 2006). Vidējā pētāmo elementu koncentrācija nobirās parādīta 4.4. tabulā. Tauresnes mežaudzē ir lielāks bērzu īpatsvars (bērzu nobiras vidēji gadā veido 8%), un tas arī izskaidro nelielu augstāku biogēno elementu koncentrāciju. To apstiprina arī citu zinātnieku pētījumi, kuros konstatēts, ka lapu koku nobiras salīdzinājumā ar skuju koku nobirām ir bagātākas ar bāziskajiem elementiem (Binkley, 1994).

Būtiski augstāka smago metālu koncentrācija nobirās ir konstatēta Rucavas IM parauglaukumā (4.4. tab.).

4.4. tabula

Vidējā biogēno elementu un smago metālu koncentrācija (\pm standartnovirze) nobirās Rucavas un Tauresnes IM stacijās no 1994. līdz 2006. gadam

Parametrs	Rucavas IM	Tauresnes IM	<i>U</i> -tests
Ca g/kg	1,6 \pm 0,3 ^a	1,9 \pm 0,3 ^a	n. b.
	4,7 \pm 0,8 ^b	5,1 \pm 0,6 ^b	n. b.
Mg g/kg	0,4 \pm 0,1 ^a	0,6 \pm 0,1 ^a	*
	0,5 \pm 0,07 ^b	0,7 \pm 0,06 ^b	*
K g/kg	1,1 \pm 0,3 ^a	1,1 \pm 0,2 ^a	n. b.
	1,2 \pm 0,2 ^b	1,3 \pm 0,05 ^b	n. b.
N_{kop} g/kg	6,6 \pm 0,8	7,2 \pm 0,7	n. b.
Pb mg/kg	6,2 \pm 3,4	3,2 \pm 1,4	*
Zn mg/kg	80,7 \pm 36,0	50,9 \pm 3,8	*

^a – no 1994. līdz 1999. gadam koncentrācija noteikta BaCl₂ izvilkumā

^b – no 2000. līdz 2006. gadam koncentrācija noteikta HNO₃ izvilkumā

* – atšķirības starp IM stacijām ir būtiskas ($p < 0,05$)

n. b. – atšķirības starp IM stacijām nav būtiskas

Lielāku biogēno elementu (izņemot Mg) un smago metālu ienesi ar nobirām uz augsnes Rucavas IM stacijā (4.5. tab.) salīdzinājumā ar Tauresnes IM staciju nosaka lielāks kopējo nobiru daudzums.

4.5. tabula

Vidējā biogēno elementu un smago metālu ienese (\pm standartnovirze) ar nobirām uz augsnes Rucavas un Tauresnes IM stacijās no 1997. līdz 2006. gadam

Parametrs	Rucavas IM	Tauresnes IM	<i>U</i> -tests
Ca kg/ha	4,7 \pm 0,9 ^a	4,9 \pm 2,1 ^a	n. b.
	17,9 \pm 3,9 ^b	15,1 \pm 2,6 ^b	n. b.
Mg kg/ha	1,5 \pm 0,3 ^a	1,6 \pm 0,4 ^a	n. b.
	2,0 \pm 0,3 ^b	2,2 \pm 0,3	n. b.
K kg/ha	3,7 \pm 0,8 ^a	2,6 \pm 0,1 ^a	n. b.
	4,5 \pm 1,1 ^b	3,8 \pm 0,8 ^b	n. b.
N_{kop} kg/ha	24,7 \pm 4,6	21,0 \pm 3,4	n. b.
Pb g/ha	18,0 \pm 13,2	8,1 \pm 6,4	*
Zn g/ha	210,8 \pm 149,9	114,3 \pm 63,9	*

^a – no 1997. līdz 1999. gadam koncentrācija noteikta BaCl₂ izvilkumā

^b – no 2000. līdz 2004. gadam koncentrācija noteikta HNO₃ izvilkumā

* – atšķirības starp IM stacijām ir būtiskas ($p < 0,05$)

n. b. – atšķirības starp IM stacijām nav būtiskas

Sezonālās izmaiņas

Nobiru ķīmiskais sastāvs Rucavas un Tauresnes parauglaukumos atšķiras pa mēnešiem (4.9. att.). Vismazākā Ca koncentrācija konstatēta pavasarī (vidēji 2,4 (\pm 0,2) g/kg Rucavā un 3,2 (\pm 0,3) g/kg Taurenē), bet vislielākā rudenī (vidēji 4,1 (\pm 0,6) g/kg Rucavā un 4,6 (\pm 0,3) g/kg Taurenē), kad nobiru daudzums ir vislielākais. Līdzīga

tendence novērojama arī Mg koncentrācijā. Tas daļēji sakrīt ar citās valstīs novēroto likumsakarību – gandrīz visu barības elementu koncentrācija nobirās sāk palielināties pavasarī, sasniedzot maksimumu vasarā, un tad būtiski samazinās rudenī (Gonzales-Arias *et al.*, 1998). Latvijā strauja Ca un Mg koncentrācijas samazināšanās nav novērota rudenī, bet ziemā. To var skaidrot ar relatīvi mitro un silto klimatu boreonemoriālajā dabas zonā. Barības elementu koncentrācijas sezonālās izmaiņas koku lapotnē ir saistītas ar barības elementu uzņemšanu un to iekšējo pārvietošanos, kokiem gatavojoties pārziemošanai un pirms tam rudenī lapu un skuju biršanai (Helmisaari, 1992). Ca tiek saistīts šūnu struktūrās un ir mazkustīgs augu organismā, tāpēc, it īpaši vecākās šūnās, tas var uzkrāties lielākos daudzumos (Mauriņa, 1987). Pētījums liecina, ka arī boreālnemoriālajā dabas zonā, tāpat kā boreālajā, nobiru nozīme barības elementu atdošanā nozīmīgāka ir kalcijam nekā citiem barības elementiem (Gordon *et al.*, 2000; Ukonmaanaho, 2001).

Augstāka K koncentrācija – vidēji 1,1 (\pm 0,3) g/kg Rucavā un 1,0 (\pm 0,2) g/kg Taurenē un N_{kop} koncentrācija – vidēji 9,5 (\pm 0,5) g/kg Rucavā un 9,1 (\pm 0,3) g/kg Taurenē nobirās ir pavasarī. Pakāpeniski tā kļūst mazāka rudenī – K vidēji 0,6 (\pm 0,1) g/kg Rucavā un 0,6 (\pm 0,2) g/kg Taurenē un N_{kop} vidēji 4,7 (\pm 0,2) g/kg Rucavā un 5,6 (\pm 0,3) g/kg Taurenē. Šo elementu koncentrācijas samazināšanās nobirās rudenī sakrīt ar maksimālo lapu un skuju biršanu (Miller, 1984). Tas norāda uz K un N_{kop} pārvietošanos augā no vecākām daļām uz jaunākām daļām, kur notiek intensīvāki dzīvības procesi. Daži zinātnieki apgalvo, ka K un Mg samazināšanās rudens un ziemas nobirās ir saistīta ar izskalošanos (Aber and Melillo, 1991; Osono and Takeda, 2004), savukārt citos pētījumos pierādīts, ka Mg nobirās tik viegli nepakļaujas izskalošanās procesam kā K, jo tas atrodas šūnu sienīņu sastāvā (Ukonmaanaho, 2001). To parāda arī mūsu pētījuma rezultāti. Tie liecina, ka nobirās veģetācijas periodā biogēno elementu sastāva izmaiņu tendences būtiski atšķiras (4.9. att. un 4.6. tab.).

4.6. tabula

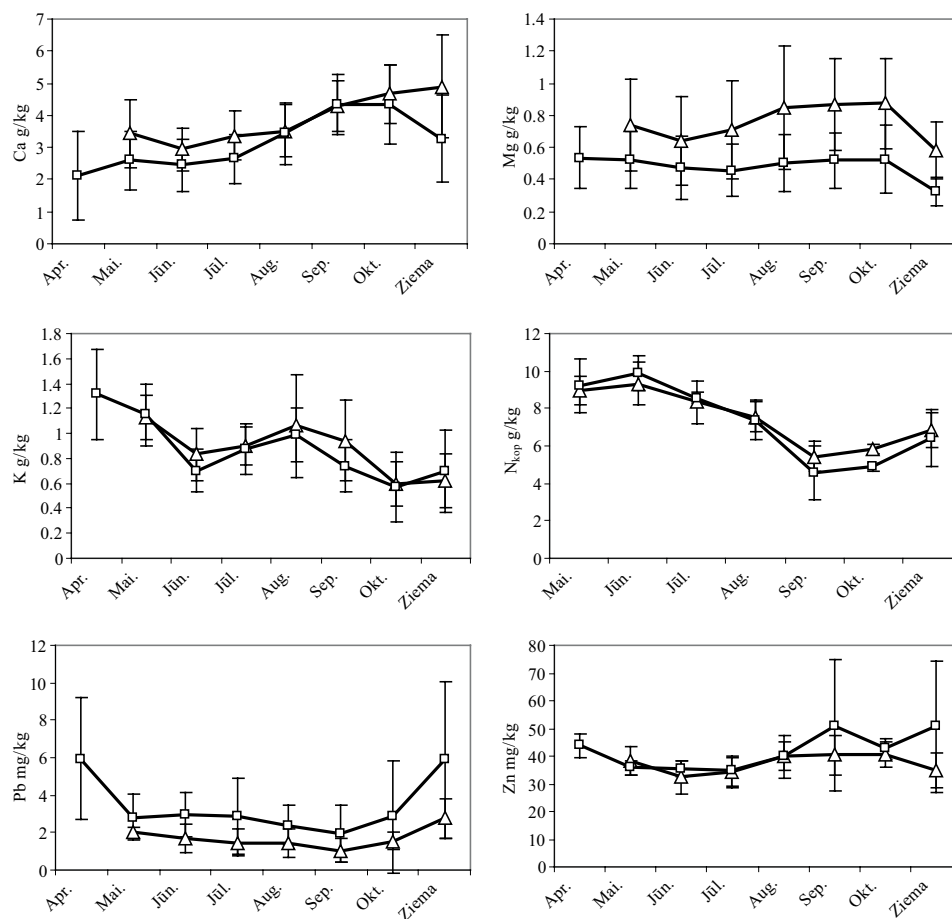
Statistiski būtiskas pētāmo elementu koncentrācijas atšķirības starp sezonām Rucavas un Tauresnes IM stacijās

	Ca g/kg	Mg g/kg	K g/kg	N_{kop} g/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
Rucavas IM						
Pavasaris/Vasara	n. b.	n. b.	1,2/0,8	n. b.	5,9/2,7	n. b.
Pavasaris/Rudens	2,4/4,3	n. b.	1,2/0,6	9,5/4,7	5,9/2,4	39,9/46,9
Pavasaris/Ziema	n. b.	0,5/0,3	1,2/0,7	n. b.	n.b.	n. b.
Vasara/Rudens	3,0/4,3	n. b.	0,8/0,6	8,0/4,7	2,7/2,4	36,7/46,9
Vasara/Ziema	n. b.	0,5/0,3	n. b.	n. b.	2,7/5,9	n. b.
Rudens/Ziema	n. b.	0,5/0,3	n. b.	n. b.	2,4/5,9	n. b.
Tauresnes IM						
Pavasaris/Vasara	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Pavasaris/Rudens	3,2/4,5	0,7/0,9	1,1/0,8	9,1/5,6	2,0/1,3	n. b.
Pavasaris/Ziema	3,2/4,9	n. b.	1,1/0,6	9,1/6,8	n. b.	n. b.
Vasara/Rudens	3,4/4,5	n. b.	n.b.	7,9/5,6	n.b.	n. b.
Vasara/Ziema	3,4/4,9	n. b.	0,9/0,6	7,9/6,8	1,5/2,7	n. b.
Rudens/Ziema	n. b.	0,9/0,6	n. b.	n. b.	1,3/2,7	n. b.

n. b. – atšķirība starp sezonām nav būtiska ($p > 0,05$)

Nelielas sezonālas izmaiņas novērotas arī smago metālu koncentrācijā nobirās. Zn koncentrācija palielinās rudenī un ziemā – vidēji 48,1 (\pm 4,6) mg/kg Rucavā un 38,7 (\pm 3,3) mg/kg Taurenē, bet Pb koncentrācija ziemā un agri pavasarī – vidēji 5,9 (\pm 0,1) mg/kg Rucavā un 2,4 (\pm 0,5) mg/kg Taurenē. Šo smago metālu saturs nobirās teritorijās ar zemu atmosfēras piesārņojumu vairāk ir saistīts ar šo metālu uzkrāšanos uz lapu, skuju un mizas virsmas nekā ar uzņemšanu no augsnes. Ziemas sezonā atmosfēras piesārņojuma pieaugumu veicina apkures sezonas sākšanās.

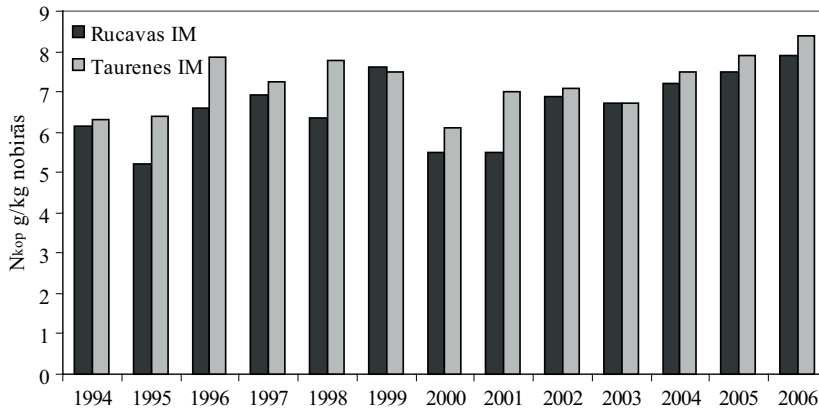
Statistiski būtiskas pētāmo elementu koncentrācijas atšķirības starp sezonām parādītās 4.6. tabulā.



4.9. att. Ca, Mg, K, N_{kop}, Pb un Zn vidējā koncentrācija nobirās pa mēnešiem Rucavas IM stacijā (—□—) un Taurenes IM stacijā (—△—) no 1999. līdz 2004. gadam (N_{kop} no 2002. līdz 2004. gadam)

Izmaiņas gada griezumā

Slāpekļa saturs Rucavas IM stacijas nobirās integrālā monitoringa veikšanas laikā mainījies no 5,2 g/kg līdz 8,4 g/kg, bet Taurenes IM parauglaukumā 6,2–7,9 g/kg (4.10. att.). Kopumā atmosfēras nosēdumos un nokrišņos novērojama slāpekļa un tā savienojumu samazināšanās tendence (Latvijas vides..., 2001, Daņiļeviča un citi, 2003), bet nobiru ķīmiskais sastāvs šo tendenci neuzrāda, turklāt pēdējos gados, tāpat kā skujās, konstatēts pat slāpekļa koncentrācijas pieaugums (4.7. tab.). Domājams, ka tas saistīts ar meteoroloģisko apstākļu ietekmi uz slāpekļa migrāciju ekosistēmā un Latvijas mežu ekosistēmās novērojamo eitrofikācijas procesu attīstību (Laiviņš, 1998; Laivins *et al.*, 2007).



4.10. att. N_{kop} koncentrācija nobirās Rucavas un Taurenes IM stacijās

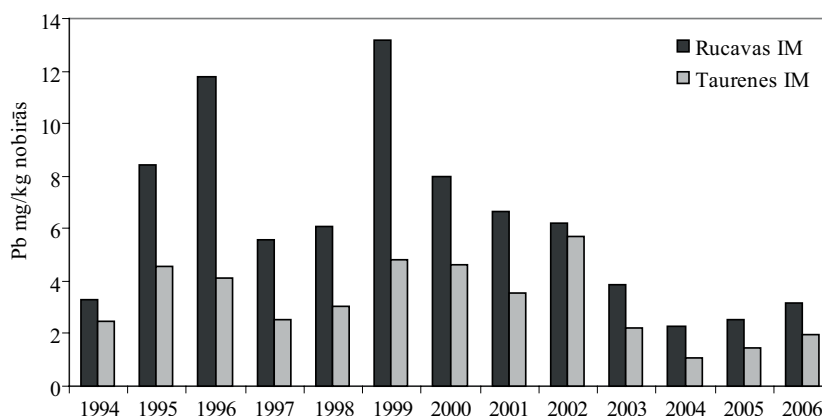
4.7. tabula

Mann-Kendall testa trenda aprēķini N_{kop} , Pb un Zn gada vidējai koncentrācijai nobirās no 1994. līdz 2006. gadam

	Rucavas IM	Taurenes IM
N_{kop}	2,3*	1,5
Pb	-1,8*	-0,7
Zn	-3,8*	-1,2

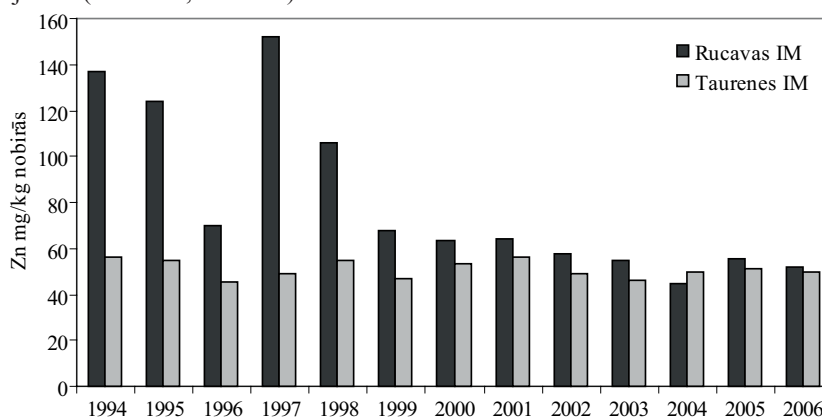
* $p < 0,05$

Analizējot svina koncentrācijas izmaiņas pēdējos trīspadsmit gados (4.11. att.), redzams, ka Rucavā būtiski ir samazinājusies svina koncentrācija (4.7. tab.). Līdzīgus rezultātus uzrāda arī skuju analīžu dati (sk. iepriekš). Augstākā svina koncentrācija nobirās sakrīt ar relatīvi nelielo nokrišņu daudzumu attiecīgajā gadā (3.2. tab.), un tas liecina par lielo piesārņojuma sausās izsēšanās nozīmi nobiru ķīmiskā sastāva veidošanās procesā.



4.11. att. Pb koncentrācija nobirās Rucavas un Taurenes IM stacijās

Nobiru analīžu dati rāda, ka kopš 2000. gada cinka koncentrācija nobirās Rucavas IM stacijā nepārtraukti ir samazinājusies. Savukārt Taurenē pētījuma periodā tā nedaudz svārstījusies (4.12. att., 4.7. tab.).



4.12. att. Zn koncentrācija nobirās Rucavas un Taurenes IM stacijās

Pētījumu rezultāti liecina, ka ķīmisko elementu saturs nobirās tieši neatspoguļo nokrišņu ķīmisko sastāvu, bet to ietekmē daudzi citi faktori – nokrišņu daudzums, audzes sastāvs un veģetācijas sezona.

4.4. Kopsavilkums

Kopējo nobiru daudzumu un nobiru daudzuma sezonālās izmaiņas IM stacijās ietekmē koku vainaga projektīvais segums, kokaudzes sastāvs, veģetācijas perioda ilgums un arī sniega segas biežums.

Priežu mežu ekosistēmās tipiskajās podzola smilts augsnēs barības vielu daudzums nobirās ir atkarīgs galvenokārt no nobiru izsēšanās laika, kokaudzes sastāva un meteoroloģiskajiem apstākļiem, mazāk no augsnes īpašībām. Līdz ar to klimata pārmaiņas var ietekmēt vielu apriti priežu mežu ekosistēmās.

Slāpekļa koncentrāciju pieaugumam meža nobirās pēdējos gados ir pretējs raksturs nokrišņu un augsnes ūdeņu ķīmiskā sastāva izmaiņām. Tas varētu liecināt par slāpekļa aprites ātruma palielināšanos priežu mežu ekosistēmā.

Smago metālu koncentrācija nobirās mainās atkarībā no nobiru izsēšanās laika, atmosfēras piesārņojuma un meteoroloģiskajiem apstākļiem. Nokrišņiem samazinoties, smago metālu koncentrācija pieaug mežu nobirās.

5. Augšnes ūdens ķīmiskais sastāvs

5.1. Literatūras apskats

Barības elementu transportam ar nokrišņiem no atmosfēras un veģetācijas uz augsni ir liela nozīme barības vielu apritē meža ekosistēmā. Nokrišņiem ejot cauri dažādiem veģetācijas stāviem, to ķīmiskais sastāvs mainās vairāku atšķirīgu procesu ietekmē (Bringmark, 1980). No lapotnes caurteces daudzuma un kvalitātes ir atkarīgas augsnes slāņa virskārtas īpašības un barības elementu pieejamība augsnē. Lielākais un elementiem bagātākais nokrišņu daudzums līdz augsnei nokļūst pa stumbru un gar vainaga malu (Bini and Bresolin, 1998). Ūdenim sūcoties cauri augsnei, tā ķīmiskais sastāvs mainās iežu dēdēšanas, jonu apmaiņas, mineralizācijas un imobilizācijas procesā (Ulrich, 1983). Ķīmisko elementu vertikālā un horizontālā migrācija augsnē ir cieši saistīta ar augsnes sorbcijas spējām (Fiļipovičs un Piņķe, 1994). Sorbcija ir viens no svarīgākajiem procesiem augsnē. Tā nosaka augu barības vielu, metālu un citu organisko savienojumu daudzumu, ko aiztur augsnes daļiņu virsmas, un tāpēc ir nozīmīgs process, kas ietekmē toksisko elementu un barības elementu transportu augsnē (Stumm, 1992).

Augšnes skābuma (H^+), sēra, slāpekļa un bāzisko katjonu nogulsnešanās izmaiņas var nozīmīgi ietekmēt barības elementu apriti. Skābju izsēšanās var izraisīt skuju un lapu bojājumus un ietekmēt bāzisko katjonu izskalošanos no lapotnes, augsnes humusa slāņa un augu sakņu zonas (Lindberg and Lovett, 1992; Lumme *et al.*, 1995, Binkly and Richter, 1987; Reuss *et al.*, 1987), un līdz ar to var rasties barības elementu deficīts augiem, sākties augsnes paskābināšanās process un veidoties alumīnija un smago metālu toksiska koncentrācija augsnes šķīdumā. Skābie lieti izraisa bāzisko katjonu Ca^{2+} , Mg^{2+} un K^+ izskalošanos no augsnes, un tādējādi zema pH gadījumā palielinās toksisko metālu šķīdība un samazinās meža produktivitāte (Sparks, 1995). Savukārt citi zinātnieki (Nilsson and Bergkvist, 1983) konstatējuši, ka K^+ atbrīvošanos augsnes šķīduma skābums praktiski neietekmē.

Tā kā vairumā mežu slāpekļa izsēšanās joprojām ir augsta, sagaidāms, ka nākotnē liela daļa mežu ekosistēmu tiks piesātinātas ar slāpekli. Tā rezultātā notiks N izskalošanās ar visām tā kaitīgajām sekām (Eichhorn *et al.*, 2001), piemēram, augsnes paskābināšanās, paātrināta bāzisko katjonu un alumīnija izskalošanās no augsnes (Brown *et al.*, 1988; Aber *et al.*, 1989; Stoddard, 1994) un palielināta N un bāzisko katjonu ieplūde virszemes ūdeņos (Beier *et al.*, 2001). Bāzisko katjonu izsēšanās savukārt samazina S un N paskābināšanās efektu meža augsnēs (Nissinen and Ilvesniemi, 1990; de Vries *et al.*, 1995).

Daži pētījumi rāda, ka atmosfēras skābju ievade izraisa ekvivalentus katjonu izskalošanās zudumus un augsnes paskābināšanos tikai tad, ja pievienotie SO_4^{2-} un NO_3^- augsnē ir mobili (Johnson and Cole, 1980; Singh *et al.*, 1980). Šo abu anjonu darbība augsnē ir ļoti dažāda. Nitrāti lielākoties ir imobilizēti ar saknēm un mikroorganismiem. Paaugstinātas paskābināšanās periodā pavasarī nitrāti un amonjaks izskalojas caur augsnes virskārtu kopā ar kušanas ūdeņiem un absorbējas minerālaugsnē. Augšanas sezonas laikā augsnes slāpekli efektīvi uzņem veģetācija un mikroorganismi. Sulfātu

bioloģiskā aizture ir mazāk nozīmīga, taču tie atrodas dažādās formās minerālaugsnē. Sulfāts ir ļoti mobils anjons, kas, sūcoties cauri augsnei, transportē katjonus (Helmisaari and Mälkönen, 1989).

Augsnei ir liela spēja aizturēt smagos metālus (Merrington and Alloway, 1997). Smago metālu iekļaušanos vielu bioloģiskajā apritē ietekmē augu sakņu sistēmas spēja uzņemt smagos metālus no augsnes šķīduma un tas, cik cieši tos saistījis augsnes absorbcijas komplekss. Smago metālu pāreja no augsnes ūdens šķīdumā ir atkarīga no tā, cik cieši augsnes cietā fāze fiksējusi šīs vielas (Smith, 1995). Elementi galvenokārt tiek saistīti augsnes fizikāli ķīmiskās vielu saistīšanas jeb apmaiņas absorbcijas un augsnes ķīmiskās vielu saistīšanas procesā (Ruhling and Steinnes, 1996). Apmaiņas reakcijās starp metālu joniem un organiskajām vielām veidojas kompleksi savienojumi. Parasti tie ir grūtāk šķīstoši kompleksi, kas vairs nav pakļauti tik ātrai izskalošanai no virsējiem horizontiem. Šie savienojumi no augsnes šķīduma izgulsnējas, veidojot nogulsnes, kuras ir relatīvi nepieejamas augiem (Merrington and Alloway, 1997), savukārt augu barības vielu trūkums veicina organiskajās vielās saistīto smago metālu pāreju no augsnes augos (Filipovičs un Piņķe, 1994). Ir zināms, ka Pb veido stabilus kompleksus ar izšķīdušajām organiskajām skābēm un caur augsni pārvietojas kompleksu veidā (Verloo *et al.*, 1973; Stevenson, 1975; Keilen, 1978). Smago metālu dažādā šķīšanas reakcija humusā parādās, sadaloties skuju nobirām (Schultz, 1987).

Metāliem meža augsnēs ir raksturīgi divi atšķirīgi atbrīvošanās veidi. Pirmajā atbrīvošanās veidā izšķirošā nozīme ir šķīstošajām organiskajām skābēm. Tās lielos daudzumos atbrīvojas, kad augsnes virskārtā mineralizējas organiskās vielas. Organiskās vielas caur A horizontu tiek transportētas ar augsnes ūdeni. Humusvielas satur lielu apjomu izšķīduša organiskā oglekļa, kas ir vissvarīgākais savienojums un galvenais divvērtīgo un trīsvērtīgo metālu transportētājs augsnes ūdenī (Nielsen and Nørnberg, 1994). Liela bioloģiskā aktivitāte humusa slānī veicina izšķīdušo organisko skābju veidošanos un tāpēc arī šo metālu atbrīvošanās no augsnes. Maksimālā atbrīvošanās novērojama vasaras beigās un rudenī augstā augsnes temperatūrā un mitrumā. Otrs metālu atbrīvošanās veids ir saistīts ar augsnes skābumu. Jo skābāka augsne, jo vairāk metālu atbrīvojas. Pakāpeniska metālu atbrīvošanās no minerālaugsnes un metālu koncentrācijas palielināšanās augsnes šķīdumā caur B horizontu ir raksturīga pazīme cinkam (Bergkvist *et al.*, 1989). Zn tiek saistīts daudz vājāk ar organiskajām vielām un tāpēc tiek pakļauts uzņemšanai un apritei (Andersson *et al.*, 1991). Novērots, ka puse no Zn daudzuma, kas tiek uzņemta no augsnes, nokļūst atpakaļ augsnē vai nu noskalojot no skujām, vai arī kopā ar nobirām (Bergkvist *et al.*, 1989).

5.2. Materiāls un metodes

Pētījumā izmantoti Rucavas un Taurenas IM augsnes O horizonta ūdens pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} -S, koncentrācijas dati laika periodā no 1994. līdz 2004. gadam, NO_3^- -N koncentrācijas dati laika periodā no 1996. līdz 2004. gadam, Pb un Zn koncentrācijas dati laika periodā no 1997. līdz 2006. gadam un N_{kop} koncentrācijas dati laika periodā no 2002. līdz 2004. gadam, kā arī E un B horizonta augsnes ūdens pH, SO_4^{2-} -S, NO_3^- -N,

Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Pb un Zn koncentrācijas dati laika periodā no 1997. līdz 2004. gadam un N_{kop} koncentrācijas dati laika periodā no 2002. līdz 2004. gadam.

5.2.1. Augsnes ūdens paraugu ievākšana un analīze

Augsnes ūdens savākšanai Rucavas un Taurenas IM stacijās tiek izmantoti cilindra tipa lizimetri (5.1. att.) un plāksnes tipa lizimetri (5.2. att.). Cilindra tipa lizimetriem ūdens savācējvirsmas ir 490,6 cm², bet plāksnes tipa lizimetriem – 4800 cm². Divi cilindra tipa lizimetri IM stacijās ir ierakti 10 cm dziļumā, un tie savāc augsnes ūdeni, kas izfiltrējies caur nedzīvās zemsegas horizontu (O horizontu). Divi plāksnes tipa lizimetri, kuri ierakti 20 cm dziļumā, savāc augsnes ūdeni, kas izfiltrējies caur nedzīvās zemsegas horizontu un eluviālo horizontu (E horizontu). Vēl divi plāksnes tipa lizimetri ir ierakti 40 cm dziļumā, un tie savukārt savāc augsnes ūdeni, kas izfiltrējies caur nedzīvās zemsegas horizontu, eluviālo horizontu un iluviālo horizontu (B horizontu).

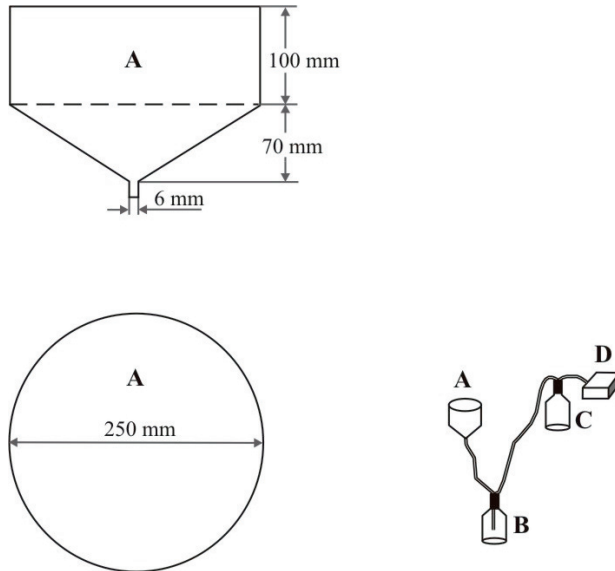
Augsnes ūdens savākšanai izmanto skābē nomazgātus savācamos traukus. Transportējot paraugus uz laboratoriju, tos pārlej skābē izmazgātās polietilēna pudelēs.

Augsnes ūdeni atsūknē mēneša beigās ar vakuuma sūkņa palīdzību. Atsūknēšana notiek tikai periodā, kad augsne nav sasalusi. Uz vietas tiek mērīts tilpums un noteikts pH, bet analīzes veiktas pēc IM programmā noteiktajām metodēm (Manual for Integrated Monitoring, 1998) (5.1. tab.) Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūras laboratorijā.

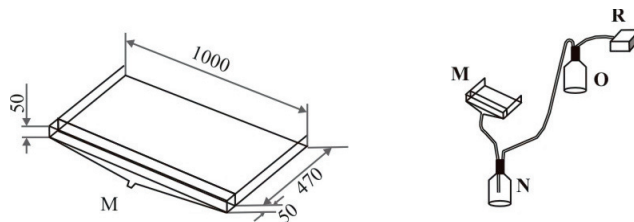
5.1. tabula

Augsnes ūdens ķīmiskā sastāva noteikšanā izmantojamās metodes

Parametrs	Metode
pH	Elektrometrija
SO ₄ ²⁻ - S	Jonu hromatogrāfija
NO ₃ ⁻ - N	Jonu hromatogrāfija
Ca ²⁺	Atomabsorbcijas spektrometrija
Mg ²⁺	Atomabsorbcijas spektrometrija
K ⁺	Atomabsorbcijas spektrometrija
Pb	Atomabsorbcijas spektrometrija
Zn	Atomabsorbcijas spektrometrija



5.1. att. 1996. gada konstrukcijas humusa tipa lizimetrs (A).
B – ūdens savācējpuode, C – vakuuma puode, D – sūknis



5.2. att. 1996. gada konstrukcijas plāksnes tipa lizimetrs (M).
N – ūdens savācējpuode, O – vakuuma puode, R – sūknis

5.2.2. Datu statistiskā apstrāde

Katrā pētījuma teritorijā ir aprēķinātas gada vidējās koncentrācijas. Pirms vidējā pH aprēķināšanas, pH vērtības pārrēķinātas uz H^+ koncentrācijām.

Datu statistiskajā apstrādē izmantots *Mann-Kendall* tests, jonu un elementu koncentrācijas laika tendenču noteikšanai, *Paired-Samples T-test*, izmaiņu starp vidējo koncentrāciju augsnes O, E un B horizontā noteikšanai un *Mann-Whitney U-test*, atšķirību starp IM stacijām noteikšanai. Korelāciju koeficienti aprēķināti, izmantojot *Spearman* korelācijas analīzi. Būtiskuma pakāpe $p < 0,05$ izvēlēta, lai attēlotu statistiski būtiskas atšķirības starp datu kopām. Datu apstrādē lietotas programmas *MS Excel* un *SPSS 15.0 for Windows*.

5.3. Rezultāti un diskusija

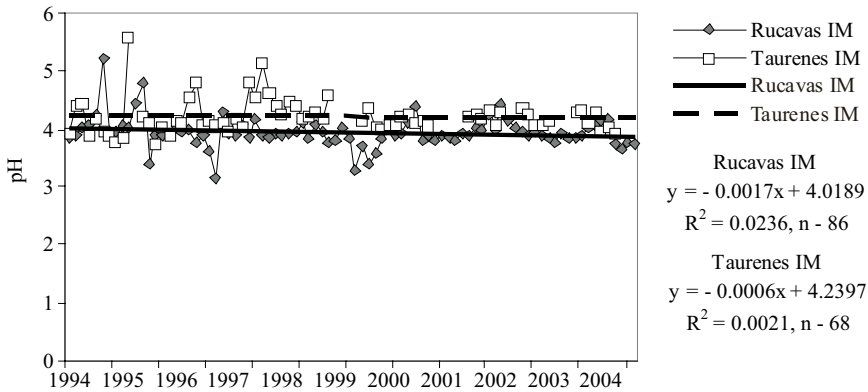
Ķīmisko vielu iznese no priežu mežu ekosistēmām notiek galvenokārt ar augsnes ūdeni. Meža ekosistēmā, nokrišņiem nonākot uz augsnes un sūcoties cauri augsnes slāņiem, ūdens daudzums mainās un tā kvalitāte tiek pārveidota. Procesi, kas pārveido augsnes ūdeni, ietver barības elementu uzņemšanu, mikroorganismu darbību, adsorbciju/desorbciju, jonu apmaiņu un dēdēšanu (Seip, 1983). Lielākās izmaiņas augsnes ūdenī notiek augsnes organiskajā slānī (Aber and Melillo, 1991). Katjonu apmaiņa, kurā protoni tiek adsorbēti un citi katjoni atbrīvoti augsnes šķīdumā, boreālo mežu augsnēs ir cieši saistīta ar organisko vielu daudzumu un pH (Tamminen and Starr, 1990).

pH

Viens no galvenajiem augsnes ūdens īpašību parametriem ir augsnes ūdens pH. Kā rāda pētījumu rezultāti, augsnes ūdens pH stipri mainās atkarībā no augsnes slāņa (5.3. tab.). Augsnes ūdens pH 10 cm dziļumā Rucavas IM stacijā vidēji pa gadiem mainījies no 3,7 līdz 4,6, bet Taurenē – no 4,0 līdz 4,4. Augsnes ūdens pH, dziļumam palielinoties, parasti pieaug. To veicina protona buferizācijas un neitralizācijas procesi, ko izraisa citu katjonu koncentrācijas palielināšanās (Ulrich *et al.*, 1981). Rezultāti rāda, ka Rucavas IM augsnes ūdens pH 20 cm dziļumā svārstās no 4,4 līdz 5,2, bet 40 cm dziļumā jau no 5,9 līdz 7,3. Taurenē IM stacijā attiecīgie rādītāji 20 cm dziļumā ir 4,5–5,5 un 40 cm dziļumā – 4,4–5,2. Salīdzinot pH rādītājus O horizonta augsnes ūdenī un nokrišņos zem koku vainagiem (Rucavā novērojumu laikā no 4,4 ($\pm 0,4$) līdz 5,4 ($\pm 0,8$), bet Taurenē no 4,5 ($\pm 0,5$) līdz 5,8 ($\pm 0,6$)), konstatēts, ka augsnes ūdens ir daudz skābāks. To, domājams, nosaka augsnes organisko vielu sadalīšanās un organisko fulvoskābju atbrīvošanās. Katjonu apmaiņas kapacitāte (KAK) nosaka augsnes bufer spēju, t. i., spēju pretoties straujām pH izmaiņām augsnē. Apmaiņas katjonu galvenie avoti ir minerālu dēdēšana un organisko vielu mineralizācija. Rucavas IM augsnes parauglaukumā katjonu apmaiņas kapacitāte O horizontā ir 158,9 (me/kg) un E horizontā 16,7 (me/kg), bet Taurenē IM O horizontā 189,6 (me/kg) un E horizontā 18,1 (me/kg). Pēc minētajiem skaitļiem redzams, ka Taurenē augsnes katjonu apmaiņas kapacitāte ir nedaudz lielāka nekā Rucavā. Tas, iespējams, saistīts ar nobiru ķīmisko sastāvu, jo Taurenē IM parauglaukuma nobirās ir vairāk bāzisko katjonu (sk. 4. nodaļu). Tas arī varētu būt par iemeslu augstākām pH vērtībām augsnes ūdenī Taurenē IM augsnes virskārtā, kur vidējais pH novērojumu periodā ir 4,2 ($\pm 0,1$). Rucavā šī vērtība ir 4,0 ($\pm 0,2$). Būtiski augstāks pH Rucavas IM augsnes ūdenī B horizontā (5.3. tab.) arī varētu būt saistīts ar augšņu ķīmisko sastāvu, sevišķi ar bāzisko katjonu daudzumu. Rucavā minerālaugsnē apakšējos slāņos katjonu daudzums sasniedz 80,4%, bet Taurenē 78,4%. Augsnes 80 cm dziļā slāņa ietekme uz augsnes ūdens īpašībām 40 cm dziļumā saistīta ar augsnes kapilāro ūdens migrāciju pa augsnes slāņiem.

Augsnes ūdens ķīmiskā sastāva laika tendenču analīze un interpretācija promocijas darbā veikta tikai augsnes virsējam slānim (10 cm dziļumā). Dziļākajiem augsnes slāņiem sakarā ar nelielu ievāktu augsnes ūdens paraugu skaitu, dati ir nepietiekami un tāpēc nav iespējams veikt laika tendenču aprēķinus.

Augsnes ūdens pH vērtības O horizontā novērojumu periodā Rucavas un Tauresnes IM stacijās ir pazeminājušās (5.3. att.). Tas nesakrīt ar nokrišņu pētījumu rezultātiem, kuros pēdējo gadu laikā parādās būtisks pH skaitļa pieaugums (3.3. nodaļa) (Terauda and Nikodemus, 2007).



n – novērojumu skaits

5.3. att. pH izmaiņas augsnes ūdenī O horizontā Rucavas un Tauresnes IM stacijās

Arī pētījumos Skandināvijā novērota pH vērtību samazināšanās augsnes ūdenī pretēji tam, ka nokrišņos un ūdens plūsmā caur vainagu pH palielinās. Tas norāda, ka antropogēno un dabisko skābju ievades daudzums augsnē ir par augstu, lai tiktu neutralizēts (Moffat *et al.*, 2002).

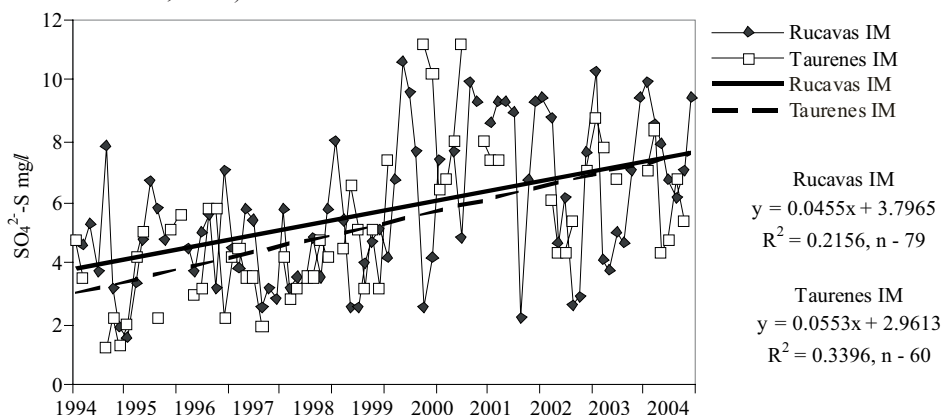
SO_4^{2-} -S

Rucavas IM stacijā sulfātu vidējā koncentrācija augsnes ūdenī 10 cm dziļumā laika periodā no 1994. līdz 2004. gadam ir 5,5 ($\pm 1,3$) mg/l, bet Tauresnes IM stacijā – 5,0 ($\pm 1,8$) mg/l. Augsnē 20 cm dziļumā novērojama SO_4^{2-} -S koncentrācijas samazināšanās augsnes ūdenī (Rucavā – 1,9 reizes, bet Taurenē – 2,7 reizes). Savukārt augsnes dziļākajos slāņos sulfātu koncentrācijai ir tendence palielināties (5.3. tab.), kas, domājams, ir saistīts ar SO_4^{2-} -S jonu izskalošanos no augsnes minerālajiem horizontiem. Sulfāts ir relatīvi kustīgs anjons augsnēs un tādā formā, ka augi sēru var uzņemt ar saknēm. Sulfātu joni tiek arī adsorbēti ar Al un Fe oksīdiem, kuri podzolētajās augsnēs ir akumulējušies iluviālajā B horizontā (Karlton and Gustafsson, 1993). Šī reakcija ir atgriezeniska, un, kad pH palielinās, iespējams, sēra izsēšanās samazināšanās dēļ sulfātu koncentrācija augsnes ūdenī var palielināties (Harrisson and Johnson, 1992).

Sulfātu koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinājumā ar ūdens plūsmu caur vainagu, konstatēta būtiski augstāka (3,6 reizes Rucavā un 4,5 reizes Taurenē). Koncentrācijas palielināšanās ir saistīta ar jonu izskalošanos no augsnes organiskā slāņa, jonu apmaiņas reakcijām, sadalīšanās un dēdēšanas procesiem augsnē un ūdens izvaikošanu (Ukomaanaho and Starr, 2002).

Gan Rucavas, gan Tauresnes IM stacijā SO_4^{2-} -S koncentrācija augsnes ūdenī laika gaitā būtiski ir palielinājusies (5.4. att.). Tas nesakrīt ar SO_4^{2-} -S koncentrācijas izmaiņām

nokrišņos (3.7. att.) (Terauda and Nikodemus, 2007). Līdz ar to redzams, ka ne vienmēr pastāv tieša sakarība starp SO_4^{2-} -S nokrišņos un augsnes ūdenī, kā tas ir novērots citos pētījumos, kas veikti boreālajos mežos (Ukonmaanaho, 2001; Moffat *et al.*, 2002). Lielākajā daļā Centrālās Eiropas mežu novērota lielāka sēra izskalošanās no augsnes nekā tā izsēšanās no atmosfēras, kas pēdējā desmitgadē ir samazinājusies. Tas norāda, ka augsnē, mainoties vides apstākļiem, atbrīvojās sērs, kas aizturēts iepriekšējos gados, kad bijusi augstāka sēra ievade (Intensive Monitoring of..., 2001). Ar to varētu izskaidrot arī sulfātu jonu koncentrācijas pieaugumu augsnes ūdenī Latvijas priežu mežos (Terauda and Nikodemus, 2007).



n – novērojumu skaits

5.4. att. SO_4^{2-} -S jonu koncentrācija augsnes ūdenī O horizontā Rucavas un Taurenas IM stacijās

NO_3^- -N

Tiek uzskatīts, ka lielākā daļa slāpekļa uz augsnes nokļūst ar nobirām un tikai neliela daļa pētnieku norāda, ka nozīmīgākais slāpekļa avots ir vainaga caurtece un stumbrā notece (Iwatsubo and Tsutsumi, 1967). NO_3^- -N koncentrācija augsnes ūdenī Rucavā 10 cm dziļumā svārstās no 0,02 līdz 0,2 mg/l, bet Taurenē – no 0,01 līdz 0,06 mg/l. Pētījuma periodā kopējā slāpekļa vidējā koncentrācija Rucavas IM stacijā bija 1,9 ($\pm 0,5$) mg/l un Taurenas IM stacijā – 1,6 ($\pm 0,3$) mg/l.

Pretēji sulfātjonu ievadei nitrātjonu ievade no atmosfēras ir būtiski lielāka nekā izskalošanās no augsnes virsējā horizonta (12,1 reizi Rucavā un 14,0 reizes Taurenē). Tas atbilst secinājumiem pārskatā par Eiropas intensīvo monitoringu mežu ekosistēmās (Intensive Monitoring of..., 2001) un norāda, ka slāpeklis tiek aizturēts augsnē. Līdzīgi rezultāti parādās arī citos darbos (Piirainen *et al.*, 1998; Ukonmaanaho, 2001). Augsnes dziļākajos slāņos slāpekļa koncentrācija ir atkarīga no organisko vielu daudzuma, taču šajos slāņos tā gandrīz vienmēr ir zemāka nekā augsnes virsējos slāņos (5.3. tab.). Zemāku slāpekļa koncentrāciju augsnes ūdenī nosaka šās vielas uzņemšana ar augu saknēm un mikroorganismiem.

Spearman korelācijas koeficienta analīzes parādīja, ka Rucavas IM stacijā nitrātjonu koncentrācija augsnes ūdenī O horizontā būtiski ($p < 0,05$) korelē ar šo vielu koncentrāciju

vainaga caurtecē. Tāpat arī N_{kop} koncentrācija vainaga caurtecē gan Rucavas, gan Taurenes IM stacijā būtiski ietekmē kopējo slāpekļa koncentrāciju augsnes ūdenī O horizontā.

Izpētes periodā augsnes ūdenī abās IM stacijās vērojama nitrātjonu koncentrācijas samazināšanās tendence. Turklāt Rucavā tika konstatēta būtiska samazināšanās (5.2. tab.).

5.2. tabula

Mann-Kendall testa trenda aprēķini mēneša vidējai koncentrācijai augsnes ūdenī O horizontā no 1994. līdz 2004. gadam

Parametrs	Rucavas IM	Taurenes IM
$NO_3^- - N$	-2,7* n - 70	-1,3 n - 58
Ca^{2+}	0,4 n - 83	-0,9 n - 63
Mg^{2+}	-0,6 n - 85	-0,9 n - 61
K^+	-2,2* n - 83	-1,3* n - 59
Pb	-0,2 n - 63	-0,4 n - 45
Zn	1,0 n - 55	0,5 n - 46

* $p < 0,05$; n – novērojumu skaits

Ca^{2+} , Mg^{2+} un K^+

Minerālu dēdēšana ir būtisks process, kas augsnei piegādā bāziskos katjonus. Šos katjonus augi uzņem ar saknēm, vai arī tie tiek izskaloti. Vidējā Ca^{2+} jonu koncentrācija laika periodā no 1994. līdz 2004. gadam augsnes ūdeņos Rucavas IM stacijā 10 cm dziļumā ir 6,4 ($\pm 3,4$) mg/l, 20 cm dziļumā – 4,2 ($\pm 1,8$) mg/l, bet 40 cm dziļumā – 12,6 ($\pm 4,9$) mg/l. Taurenes IM stacijā attiecīgi 4,6 ($\pm 2,1$) mg/l, 2,2 ($\pm 1,1$) mg/l un 2,8 ($\pm 1,3$) mg/l. Arī augsnes ķīmijas rezultāti parādīja, ka Rucavas IM stacijas augsnēs ir vairāk Ca nekā Taurenes IM stacijas augsnēs (4.1. tab.). Rucavas augsnēs – 10 cm dziļumā konstatēts 58,1 mg/kg kalcija, 20 cm dziļumā 23,6 mg/kg un 40 cm dziļumā, 22,1 mg/kg. Taurenē attiecīgi 28,4 mg/kg, 17,8 mg/kg un 12,1 mg/kg.

Kalcija saturs nokrišņos neietekmē kalcija koncentrāciju augsnes ūdenī. Salīdzinājumā ar ūdens plūsmu caur vainagu Ca^{2+} koncentrācija augsnes ūdenī O horizontā Rucavā un Taurenē konstatēta 4,6 reizes augstāka, E horizontā 3,0 reizes Rucavā un 2,2 reizes Taurenē augstāka, bet B horizontā 9,0 reizes Rucavā un 2,8 reizes Taurenē augstāka. Tas pierāda, ka kalcija saturs augsnē ir cieši saistīts ar augsnē notiekošajiem dabiskajiem procesiem un atkarīgs no iežu dēdēšanas intensitātes un nedzīvās zemsegas sadalīšanās pakāpes, kā arī no ūdens kustības augsnē.

Mg^{2+} koncentrācijas augsnes ūdenī O un E horizontā Taurenes IM stacijā konstatētas nedaudz augstākas salīdzinājumā ar Rucavas IM staciju (5.3. tab.). Tas nesakrīt ar

augšņu ķīmijas rezultātiem, pēc kuriem augsnēs Rucavas IM stacijā Mg saturs ir lielāks (4.1. tab.).

Pētot K^+ koncentrāciju (5.3. tab.), novērotas būtiskas atšķirības starp augsnes slāņiem gan vienas IM stacijas ietvaros, gan starp Rucavu un Taureni. Rucavas IM stacijā K^+ koncentrācija augsnes ūdenī 10 cm dziļumā ir 1,6 reizes augstāka nekā Taurenes IM stacijā. Rucavā K saturs augsnes ūdenī, dziļumam palielinoties, būtiski samazinās – vidēji no 2,6 ($\pm 1,0$) mg/l O horizontā līdz 0,5 ($\pm 0,1$) mg/l B horizontā. Taurenē šāda sakarība nav novērota. Būtiski zemāka K^+ koncentrācija salīdzinājumā ar koncentrāciju O horizontā ir E horizontā (vidēji 0,7 ($\pm 0,4$) mg/l), taču B horizontā K^+ koncentrācija augsnes ūdenī palielinās (vidēji 1,0 ($\pm 0,8$) mg/l). Arī augšņu ķīmijas rezultāti rāda, ka Taurenē augsnes dziļākajos slāņos K koncentrācija ir lielāka nekā Rucavā (4.1. tab.).

Tāpat kā Ca^{2+} koncentrācija, arī Mg^{2+} un K^+ koncentrācija ūdens plūsmā caur vainagu būtiski neietekmē šo bāzisko katjonu koncentrāciju O horizonta augsnes ūdenī. Mg^{2+} saturs vainaga caurtecē Rucavas IM stacijā konstatēts 2,8 reizes mazāks un Taurenes IM stacijā 5,3 reizes mazāks nekā augsnes ūdenī 10 cm dziļumā. Arī K^+ koncentrācija Rucavā ir 1,5 reizes un Taurenē 1,2 reizes mazāka.

Gan Rucavas, gan Taurenes IM stacijā pētāmo bāzisko katjonu koncentrācija (izņemot Ca^{2+} koncentrāciju Rucavā) novērojumu periodā augsnes ūdenī ir samazinājusies (5.2. tab.). Statistiski būtiska samazināšanās tendence novērota tikai K^+ koncentrācijai. Bāzisko katjonu koncentrācijas samazināšanās, iespējams, ir izraisījusi arī augsnes ūdens pH vērtību samazināšanos laika gaitā. Pētījumi liecina, ka kalcija koncentrācijas pieaugums Rucavas IM stacijā augsnes ūdenī nav būtisks. Ca^{2+} jonu koncentrācijas pieaugums līdz ar vienlaicīgu augsnes ūdens pH samazināšanos ir novērots arī Skandināvijā. Zinātnieki šos rezultātus skaidro ar organisko vielu mineralizāciju, kas veicina Ca^{2+} jonu atbrīvošanos, un organiskā slāpekļa un sēra mineralizāciju, kas ietekmē protonu atbrīvošanos (Moffat *et al.*, 2002).

Pb un Zn

Smago metālu pāreja no augsnes šķīdumā ir atkarīga no tā, cik cieši augsnes cietā fāzē fiksējusi šos elementus. Smago metālu uzkrāšanos humusa slānī ietekmē organisko vielu spēja saistīt smagos metālus (Bergkvist *et al.*, 1989). Svins ir izplatītākais smagais metāls, sevišķi augsnes nedzīvajā zemsegā. Uz augsnes tas pārsvarā nokļūst ar nokrišņiem un nobirām. Kopumā Pb koncentrācija augsnes ūdenī 10 cm dziļumā Rucavā svārstās no 3,5 līdz 9,1 $\mu\text{g/l}$, 20 cm dziļumā – no 0,7 līdz 2,8 $\mu\text{g/l}$, bet 40 cm dziļumā – no 0,2 līdz 0,4 $\mu\text{g/l}$. Taurenes IM stacijā attiecīgie rādītāji ir no 1,8 līdz 8,1 $\mu\text{g/l}$, no 0,1 līdz 0,9 $\mu\text{g/l}$ un no 0,3 līdz 0,9 $\mu\text{g/l}$. Augšņu rezultāti rāda, ka svina lielāka koncentrācija ir Rucavas IM augšņu parauglaukumā (4.1. tab.). Tas saistīts ar pārrobežu piesārņojuma pānesi, kurā Pb tiek emitēts no Eiropas rūpniecības rajoniem.

Pēc rezultātiem var secināt, ka augsnes dziļākajos slāņos Pb koncentrācija augsnes ūdenī būtiski samazinās (5.3. tab.). Šī samazināšanās norāda uz to, ka organiskās vielas saista svinu un neļauj tam pārvietoties tālāk pa augsnes profilu. Smagie metāli lielākoties tiek cieši adsorbēti ar organiskajām vielām (Schnitzer and Skinner, 1967; Bergkvist *et al.*, 1989) un tās meža augsnēs arī parāda stingru dziļuma gradientu (Tamminen and Starr, 1990). Par to liecina arī augšņu dati: augsnes O horizontā Rucavas IM stacijā Pb

koncentrācija ir 56,6 mg/kg, bet Taurenes IM stacijā 36,0 mg/kg, savukārt minerālaugsnē svina koncentrācija Rucavā ir pat par 11,0 reizēm un Taurenē par 7,5 reizēm mazāka nekā organiskajos horizontos. Intensīvāka Pb akumulācija augsnes virsējos horizontos, kas satur organiskās vielas, ir saistīta ar to, ka svins, kas parasti eksistē divvērtīgo katjonu veidā, reaģē ar sulfātu, fosfātu un karbonātu anjoniem, un tādējādi samazinās tā šķīdība un tiek traucēta dziļāka migrācija augsnē (Bergkvist *et al.*, 1989).

Kopumā novērojumu periodā netika novērota sakarība starp Pb koncentrāciju nokrišņos un augsnes ūdenī, un tas atkal apliecina Pb spēju saistīties ar augsnes organiskajām vielām.

5.3. tabula

Vidējā pH, jonu un elementu koncentrācija (\pm standartnovirze) augsnes ūdenī O horizontā no 1994. līdz 2004. gadam (NO_3^- -N koncentrācija no 1996. līdz 2004. gadam, smago metālu koncentrācija no 1997. līdz 2004. gadam, N_{kop} koncentrācija no 2002. līdz 2004. gadam), E un B horizontā no 1997. līdz 2004. gadam (N_{kop} koncentrācija no 2002. līdz 2004. gadam) Rucavas un Taurenes IM stacijās

Parametrs	Rucavas IM stacija			Taurenes IM stacija			U-tests		
	O	E	B	O	E	B	O	E	B
pH	4,0 \pm 0,2 a	4,8 \pm 0,2 b	6,7 \pm 0,5 c	4,2 \pm 0,1 a	4,9 \pm 0,3 b	4,9 \pm 0,2 b	*	n. b.	*
Ca ²⁺ mg/l	6,4 \pm 3,4 b	4,2 \pm 1,8 a	12,6 \pm 4,9 c	4,6 \pm 2,1 b	2,2 \pm 1,1 a	2,8 \pm 1,3 a	n. b.	*	*
Mg ²⁺ mg/l	1,6 \pm 0,7 b	1,1 \pm 0,5 a	2,0 \pm 1,1 b	2,0 \pm 0,8 b	1,2 \pm 0,8 a	1,3 \pm 0,6 a	n. b.	n. b.	n. b.
K ⁺ mg/l	2,6 \pm 1,0 c	0,9 \pm 0,2 b	0,5 \pm 0,1 a	1,6 \pm 1,0 b	0,7 \pm 0,4 a	1,0 \pm 0,8 a	*	n. b.	n. b.
SO ₄ ²⁻ -S mg/l	5,5 \pm 1,3 b	2,9 \pm 1,2 a	4,4 \pm 2,1 b	5,0 \pm 1,8 b	1,8 \pm 0,7 a	2,3 \pm 1,1 a	n. b.	n. b.	n. b.
NO ₃ ⁻ -N mg/l	0,07 \pm 0,05 a	0,04 \pm 0,01 a	0,04 \pm 0,03 a	0,04 \pm 0,02 a	0,04 \pm 0,01 a	0,02 \pm 0,01 a	n. b.	n. b.	n. b.
N _{kop} mg/l	1,9 \pm 0,5 b	0,8 \pm 0,7 a	0,7 \pm 0,3 a	1,6 \pm 0,3 b	0,5 \pm 0,1 a	0,7 \pm 0,05 a	n. b.	n. b.	n. b.
Pb $\mu\text{g/l}$	6,2 \pm 2,4 c	1,3 \pm 0,7 b	0,3 \pm 0,2 a	5,0 \pm 2,3 b	0,5 \pm 0,3 a	0,5 \pm 0,2 a	n. b.	*	*
Zn $\mu\text{g/l}$	61,6 \pm 21,0 c	18,3 \pm 5,9 b	5,9 \pm 6,4 a	29,1 \pm 10,3 b	15,5 \pm 9,5 a	12,9 \pm 8,6 a	*	n. b.	*

Vērtības ar vienādu burtu rindā nozīmē, ka atšķirības starp augsnes horizontiem nav būtiskas ($p > 0,05$).

* – atšķirības starp IM stacijām ir būtiskas ($p < 0,05$),

n. b. – atšķirības starp IM stacijām nav būtiskas

Būtiskas atšķirības novērotas starp stacijām un augsnes slāņiem attiecībā uz Zn koncentrāciju (5.3. tab.). Rucavas IM stacijā vidējā cinka vērtība laika posmā no 1996. līdz 2004. gadam augsnes ūdenī 10 cm dziļumā bijusi 61,6 (\pm 21,0) $\mu\text{g/l}$, bet Taurenē tikai 29,1 (\pm 10,3) $\mu\text{g/l}$. Tas skaidri parāda antropogēnās darbības un piesārņojuma pārrobežu pārnesei ietekmi. Augsnes virsējā slāņa ūdeņos Zn koncentrācija Rucavas IM stacijā salīdzinājumā ar ūdens plūsmu caur vainagu, ir palielinājusies 1,6 reizes, bet Taurenes IM stacijā – 1,3 reizes. Tādējādi var secināt, ka ūdens, plūstot cauri augsnes virskārtai, bagātinās ar cinku. Tāpat kā svina arī cinka koncentrācija nokrišņos neietekmē augsnes ūdens ķīmisko sastāvu. Augsnes dziļākajos horizontos Zn koncentrācija augsnes ūdenī būtiski samazinās, un tas norāda, ka augsnes organiskās daļiņas piesaista cinku. Pieņēmums, ka cinku efektīvi saista organiskās vielas, ir izteikts arī citos pētījumos (Adriano, 1986). Grūti izskaidrot, kāpēc Taurenes IM stacijā augsnes ūdeņi 40 cm dziļumā satur tik daudz cinka (no 1997. līdz 2004. gadam vidēji 12,9 (\pm 8,6) $\mu\text{g/l}$). Šāda parādība novērojama arī augsnes ķīmijas pētījumos. Iespējams, ka tas ir saistīts ar ilgstošu cinka izsēšanos no atmosfēras un tā vieglu migrēšanu augsnē paaugstināta mitruma apstākļos.

Apkopojot pētāmo smago metālu izmaiņas laika gaitā, redzams, ka gan Rucavas, gan Tauresnes IM stacijā Pb koncentrācija augsnes ūdenī uzrāda samazināšanās tendenci (5.2. tab.). Arī nokrišņos abās IM stacijās Pb koncentrācija ir samazinājusies, turklāt būtiski (3.3. nod.). Svina koncentrācijas samazināšanās nokrišņos un augsnes ūdenī ir novērota lielākajā daļā Eiropas (Renberg *et al.*, 2000; Ukonmaanaho, 2001). To skaidro ar bezsvina degvielas izmantošanas pieaugumu. Zn koncentrācija abās IM stacijās augsnes ūdenī nedaudz ir palielinājusies, bet šās koncentrācijas pieaugums nav būtisks (5.2. tab.).

5.4. Kopsavilkums

Augsnes ūdens ķīmisko sastāvu būtiski ietekmē augsnes īpašības, kā arī atsevišķos gadījumos caur vainagu plūstošo ūdeņu ķīmiskais sastāvs. Tāpat kā nokrišņos, vairums ķīmisko elementu un jonu lielākas koncentrācijas augsnes ūdenī novērotas Rucavas IM parauglaukumā.

Skābums ir viena no galvenajām augsnes ūdens īpašībām. Pētījumu rezultāti liecina, ka augsnes ūdens pH stipri mainās atkarībā no augsnes dziļuma, uzrādot ievērojami augstākas vērtības augsnes dziļākajos slāņos. Tas nozīmē, ka pH izmaiņas augsnes ūdenī ietekmē augsnes ķīmiskais sastāvs, sevišķi katjonu apmaiņas kapacitāte un bāzisko katjonu daudzums. Turklāt augsnes ūdens ķīmisko sastāvu augsnes vidējos slāņos ietekmē augsnes dziļākie slāņi, kas saistīts ar augsnes kapilāro ūdens migrāciju pa augsnes slāņiem.

SO₄²⁻-S daudzuma paaugstināšanās augsnes ūdenī augsnes dziļākajos slāņos ir saistīta ar sulfātjonu izskalošanos no augsnes minerālajiem horizontiem. Nitrātjonu koncentrācija augsnes ūdenī ir neliela, taču nitrātjonu ievade parasti ir lielāka, un tas norāda, ka N augsnē tiek aizturēts.

Sulfātjonu koncentrācijas samazināšanās nokrišņos un nokrišņu pH vērtības pieauguma tendence tieši neatpoguļojas augsnes ūdenī. Augsnes ūdenī, pretēji nokrišņiem, ir pieaugušas sulfātjonu koncentrācijas un palielinājies ūdens skābums.

Bāzisko katjonu ievērojami lielākas koncentrācijas augsnes ūdenī salīdzinājumā ar nokrišņiem ir saistītas ar augsnē notiekošajiem dabiskajiem procesiem – iežu dēdēšanu, nedzīvās zemsegas sadalīšanās pakāpi un ūdens kustību augsnē.

Augsnes dziļākajos slāņos novērojama Pb koncentrācijas strauja samazināšanās augsnes ūdenī. Tas norāda, ka organiskās vielas saista svinu un neļauj tam pārvietoties tālāk pa augsnes profilu. Līdzīga likumsakarība ir novērojama arī attiecībā uz cinku.

6. Ķīmisko vielu bilance priežu mežu ekosistēmās

Ieskatu par elementu uzkrāšanos vai atbrīvošanos ekosistēmā var iegūt, salīdzinot elementu ienesi no atmosfēras ar to iznesi, izskalojoties no augsnes apakšējiem slāņiem. Tādējādi ir ļoti būtiski novērtēt pašreizējo un turpmāko elementu izsēšanās no atmosfēras ietekmi uz elementu riņķojumu un barības elementu pieejamību (van Breemen *et al.*, 1984; de Vries *et al.*, 1995).

Lai noteiktu elementu bilanci, izmantoti dati par atklāta lauka nokrišņiem, vainaga caurteci, nobirām, kā arī augsnes ūdeni 10 cm, 20 cm un 40 cm dziļumā laika posmā no 2000. līdz 2004. gadam. Paraugu ievākšanas, analizēšanas un datu statistiskās apstrādes metodes ir aprakstītas 3., 4. un 5. nodaļā. Ķīmisko vielu iznese no augsnes tika aprēķināta no koncentrācijām augsnes ūdens paraugos un ūdens plūsmas apjoma ($l/s/km^2$).

Rucavas un Taurenas IM stacijās no 2000. līdz 2004. gadam vidējā Ca^{2+} , Mg^{2+} un K^+ koncentrācija vainaga caurtecē bijusi būtiski augstāka nekā nokrišņos atklātā laukā. Slāpekļa koncentrācija vainaga caurtecē un atklāta lauka nokrišņos nav būtiski atšķirusies (6.1. tab.). Vidējā biogēno elementu koncentrācija nokrišņos atklātā laukā un vainaga caurtecē ir nedaudz augstāka Rucavas IM stacijā nekā Taurenas IM stacijā. Kopējā slāpekļa, kalcija, magnija un kālija koncentrācija, nokrišņiem izejot cauri meža ekosistēmai, palielinās šādā secībā: atklāta lauka nokrišņi < vainaga caurtece < augsnes ūdens zem O horizonta. Koncentrācijas būtiska palielināšanās vainaga caurtecē galvenokārt ir saistīta ar izskalošanās vai apmaiņas procesiem un uzkrāto sauso vielu noskalošanos (Ukonmaanaho and Starr, 2002; Pajuste, 2004). Vairāki procesi var ietekmēt augsnes ūdens sastāvu. Tā, piemēram, elementu un jonu koncentrācijas šajā ūdenī var izmainīties atkarībā no tā patēriņa (evotranspirācijas), izskalošanas no nobirām, organisko vielu mineralizācijas, dēdēšanas un apmaiņas reakcijām (Ukonmaanaho, 2001).

Kālijs no koku vainagiem tiek atbrīvots lielākos daudzumos nekā kalcijs un magnijs (6.1. tab.). K koncentrācija nokrišņos zem koku vainagiem palielinās vairāk nekā četras reizes Rucavas IM stacijā un deviņas reizes Taurenas IM stacijā. Arī citu valstu pētījumos ir novērojama K palielināšanās zem koku vainagiem (Hyvärinen, 1990; Hansen, 1996; Draijjeers *et al.*, 1997; Piirainen *et al.*, 2002). Šī palielināšanās ir izskaidrojama ar to, ka augu šūnās K ir sastopams jonu formā. Turpretim Ca un Mg vairāk ir saistīts ar šūnu sienīņu audiem (Ukonmaanaho, 2001).

Lielāka biogēno elementu koncentrācija tika novērota augsnes ūdenī zem O horizonta nekā vainaga caurtecē (6.1. tab.). Taurenas IM stacijā Ca^{2+} , Mg^{2+} un K^+ koncentrācija augsnes ūdenī konstatēta pat būtiski augstāka. Tas skaidrojams ar organisko vielu sadalīšanās procesu, kurā atbrīvojas bāziskie elementi un slāpekļis (Piirainen *et al.*, 2002). Salīdzinājumā ar vainaga caurteci augstāka Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācija novērota arī augsnes ūdenī zem augsnes E un B horizonta.

Vainaga caurteces ūdeņos bāzisko elementu daudzums palielinās šādā secībā: $Mg < Ca < K$. Gan Rucavas, gan Taurenas IM stacijā vidējā bāzisko elementu izsēšanās zem koku vainagiem bijusi būtiski lielāka nekā izsēšanās ar atklāta lauka nokrišņiem. Rucavā Ca izsēšanās ar vainaga caurteci konstatēta 1,8 reizes lielāka un Taurenē 1,7 reizes lielāka nekā tā izsēšanās ar atklāta lauka nokrišņiem, attiecīgi Mg 1,9 un 1,6

reizes un K 3,9 un 6,5 reizes lielāka. Bāzisko elementu palielināšanos vainaga caurtecē nosaka tas, ka vielu sauso izsēšanos pārtver koku vainagi un pēc tam tās tiek noskalotas. Savukārt kopējais slāpekļis tiek aizturēts koku vainagos (6.2. tab.). Rucavas IM stacijā N_{kop} izsēšanās ar atklāta lauka nokrišņiem ir konstatēta 1,1 reizi lielāka un Taurenē IM stacijā 1,2 reizes lielāka nekā ar vainaga caurteci. Vidējā slāpekļa plūsma samazinās šādā secībā: AL>VC>AŪ. Šāda sakarība novērota arī citu valstu pētījumos (Hultberg and Grennfelt, 1992; Houle *et al.*, 1990; Cappellato *et al.*, 1995).

6.1. tabula

Jonu un elementu vidējā koncentrācija (\pm standartnovirze) atklāta lauka nokrišņos (AL), vainaga caurtecē (VC) un augsnes ūdenī zem O, E un B horizonta no 2000. līdz 2004. gadam

	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	N _{kop} (mg/l)	Pb (μg/l)	Zn (μg/l)
Rucavas IM stacija						
AL	0,8 ± 0,7 a	0,2 ± 0,1 a	0,4 ± 0,1 a	1,5 ± 0,1 b	3,1 ± 1,3 c	31,1 ± 10,2 c
VC	1,6 ± 0,4 b	0,6 ± 0,1 b	1,8 ± 0,2 c	1,8 ± 0,1 b	2,8 ± 0,8 c	48,9 ± 7,3 d
O horizonts	5,6 ± 3,1 c	1,4 ± 1,0 b	1,9 ± 0,9 c	1,9 ± 0,5 b	6,8 ± 2,7 d	67,8 ± 21,1 e
E horizonts	3,5 ± 1,5 b	0,9 ± 0,5 b	0,9 ± 0,2 b	0,8 ± 0,1 a	1,6 ± 0,7 b	20,7 ± 9,8 b
B horizonts	12,6 ± 6,3 d	1,5 ± 0,9 b	0,5 ± 0,1 a	0,7 ± 0,3 a	0,4 ± 0,2 a	3,8 ± 3,0 a
Taurenē IM stacija						
AL	0,5 ± 0,1 a	0,2 ± 0,1 a	0,2 ± 0,1 a	0,9 ± 0,3 a	1,6 ± 0,5 b	17,6 ± 6,8 b
VC	1,1 ± 0,4 b	0,4 ± 0,1 b	1,8 ± 0,5 d	0,9 ± 0,2 a	1,4 ± 0,7 b	27,3 ± 7,2 bc
O horizonts	4,1 ± 1,9 d	1,9 ± 1,1 d	1,2 ± 0,6 c	1,6 ± 0,3 b	3,3 ± 1,3 c	30,0 ± 5,3 c
E horizonts	1,6 ± 0,8 b	0,9 ± 0,5 c	0,4 ± 0,1 b	0,5 ± 0,1 a	0,5 ± 0,3 a	16,0 ± 6,6 a
B horizonts	2,2 ± 0,8 c	1,1 ± 0,6 cd	0,5 ± 0,2 b	0,7 ± 0,05 a	0,4 ± 0,1 a	11,0 ± 3,8 a

Vērtības ar vienādu burtu kolonnā nozīmē, ka atšķirības starp komponentiem nav būtiskas ($p > 0,05$).

Meža nobiru plūsma galvenokārt atspoguļo elementu iekšējo plūsmu, kas ir saistīta ar barības elementu uzņemšanu un apmaiņu. Taču tā ietver arī vielas, kas sausajā izsēšanās procesā nokļuvušas uz skuļām un lapām, kad tās vēl bija daļa no koku vainaga. Salīdzinājumā ar vielām, kas nogulsņējušās no atmosfēras, meža nobiras veido lielāko daļu Ca un N ievades. Savukārt Mg un K vidējā vainaga caurteces plūsma konstatēta lielāka nekā nobiru plūsma (6.2. tab.). Citu valstu zinātnieku pētījumos minēti līdzīgi rezultāti (Helmisaari, 1995; Gordon *et al.*, 2000; Ukonmanaho, 2001).

Vainaga caurteces un nobiru summa veido kopējo elementu ienesi augsnes virskārtā mežu ekosistēmā. Šī ienese ietver gan ārējos (atmosfēras) avotus, gan iekšējos (elementu uzņemšanu no augsnes un otrreizēju izmantošanu) avotus. Kā Rucavā, tā Taurenē pētāmo barības elementu kopējā ienese augsnes virskārtā novērota lielāka nekā to iznese no minerālaugsnes (40 cm dziļumā). Konstatēts, ka lielākā daļa biogēno elementu aizturēti augsnes organiskajā slānī (6.2. tab.). Kopējā N aizture augsnē Rucavas IM stacijā sasniedz 89,3% un Taurenē IM stacijā 92,2%, attiecīgi – Ca 67,2% un 77,6%, Mg 56,7% un 52,3% un K 72,1% un 87,0%. Barības elementu aizturēšana organiskajā slānī ir saistīta ar to, ka tajā atrodas vislielākais augu sakņu daudzums, kā arī visaktīvāk notiek augsnes

bioloģiskā darbība. Nogulsnētais N tiek efektīvi aizturēts O horizontā, iespējams, tāpēc, ka to uzņem augu valsts un mikroorganismi.

6.2. tabula

Vidējā elementu ienese ar atklāta lauka nokrišņiem (AL), vainaga caurteci (VC), nobirām (NB) un kopējā elementu ienese (VC + NB) un iznese no augsnes O, E un B horizonta Rucavas un Tauresnes IM stacijās no 2000. līdz 2004. gadam

	Rucavas IM	Tauresnes IM	<i>U-tests</i>
Ca (kg/ha gadā)			
AL	4,6	4,0	n. b.
VC	8,4	6,6	n. b.
NB	17,8	14,8	n. b.
VC+NB	26,2	21,4	n. b.
O horizonts	8,6	4,8	*
E horizonts	1,5	0,4	*
B horizonts	1,4	0,5	*
Mg (kg/ha gadā)			
AL	1,7	1,4	n. b.
VC	3,2	2,3	*
NB	1,9	2,1	n. b.
VC + NB	5,1	4,4	n. b.
O horizonts	2,2	2,1	n. b.
E horizonts	0,4	0,2	n. b.
B horizonts	0,4	0,2	n. b.
K (kg/ha gadā)			
AL	2,5	1,6	n. b.
VC	9,9	10,4	n. b.
NB	4,1	3,5	n. b.
VC+NB	14,0	13,9	n. b.
O horizonts	3,9	1,8	*
E horizonts	0,5	0,1	*
B horizonts	0,2	0,2	n. b.
N_{kop} (kg/ha gadā)			
AL	10,2	7,1	n. b.
VC	9,0	5,7	*
NB	22,9	19,9	*
VC + NB	31,9	25,6	*
O horizonts	3,4	2,0	*
E horizonts	0,5	0,2	*
B horizonts	0,2	0,2	n. b.
Pb g/ha gadā			
AL	23,0	7,9	*
VC	14,1	8,2	*
NB	20,0	10,4	*
VC + NB	34,1	18,6	*
O horizonts	12,1	4,7	*

E horizonts	0,6	0,2	*
B horizonts	0,1	0,1	n. b.
Zn g/ha gadā			
AL	219,5	127,5	*
VC	259,4	165,8	*
NB	206,0	148,0	*
VC + NB	465,4	313,8	*
O horizonts	123,0	34,8	*
E horizonts	12,2	4,5	*
B horizonts	1,3	2,0	n. b.

* – atšķirības starp IM stacijām ir būtiskas $p < 0,05$;

n. b. – atšķirības starp IM stacijām nav būtiskas

Rucavas IM stacijā salīdzinājumā ar Taurenas IM staciju nokrišņos atklātā laukā, vainaga caurtecē un augsnes O horizonta ūdenī novērota būtiski augstāka Pb un Zn koncentrācija (6.1. tab.). Smago metālu koncentrācija augsnes ūdenī strauji samazinās, augsnes dziļumam palielinoties. Rucavas IM stacijā augsnes E horizontā Pb koncentrācija konstatēta 4,2 reizes, bet Zn koncentrācija 3,3 reizes zemāka nekā augsnes O horizontā, Taurenas IM stacijā attiecīgi 6,6 un 2,0 reizes. Augsnes B horizontā Pb koncentrācija bijusi 17,0 reizes un Zn koncentrācija 17,8 reizes zemāka Rucavas IM stacijā un 8,2 un 2,7 reizes zemāka Taurenas IM stacijā. Augsnes ūdenī 40 cm dziļumā gandrīz vienāda Pb koncentrācija konstatēta abās stacijās, bet būtiski augstāka Zn koncentrācija – Taurenas IM stacijā. Tāpat kā biogēnajiem elementiem, arī cinkam koncentrācija vainaga caurtecē ir augstāka nekā atklāta lauka nokrišņos (1,6 reizes Rucavā un 1,5 reizes Taurenē). Savukārt Pb koncentrācija, nokrišņu ūdeņiem plūstot cauri koku vainagiem, samazinās, tātad koku vainagi svinu aiztur. Vislielākā pētāmo smago metālu koncentrācija ir augsnes ūdenī zem O horizonta. Koncentrācijas palielināšanās ir saistīta ar to, ka lielu daļu smago metālu adsorbē organiskās vielas (Bergqvist *et al.*, 1989, Tamminen and Starr, 1990) un, tām sadaloties, smagie metāli atbrīvojas.

Smago metālu plūsma nokrišņos un augsnes ūdenī izņemot B horizontu, būtiski augstāka tika konstatēta Rucavas IM stacijā. Savukārt Pb un Zn ienese augsnē gan Rucavā, gan Taurenē ir ievērojami lielāka nekā iznese ar augsnes ūdeņiem (6.2. tab.). To, ka augsnes O horizonts aiztur ievērojumu daudzumu smago metālu, parāda arī citi pētījumi (Bergqvist *et al.*, 1989; Derome and Nieminen, 1998, Ukonmaanaho *et al.*, 2001).

Rucavas IM stacijā ar nobirām un atklāta lauka nokrišņiem uz augsnes nokļūst vairāk svina nekā ar vainaga caurteci. Taurenas IM stacijā svina plūsma nokrišņos atklātā laukā un vainaga caurtecē ir ļoti līdzīga, bet vislielāko Pb ievadi veido nobiras. Abās IM stacijās visvairāk cinka uz augsnes nokļūst ar vainaga caurteces ūdeņiem.

Kopumā Rucavas IM stacijā salīdzinājumā ar Taurenas IM staciju novērota lielāka visu pētāmo elementu (gan biogēno vielu, gan smago metālu) plūsma augsnes ūdenī O, E un B horizontā. Būtiski augstāka visiem elementiem, izņemot Mg, tā konstatēta augsnes O horizontā, Ca, K, N_{kop} un Pb arī E horizontā. Tas saistīts ar augsnes ūdens plūsmas apjomu, jo Rucavas IM stacijā O un E horizontā ūdens plūsma ir būtiski lielāka nekā Taurenas IM stacijā (6.3. tab.).

Vidējā augsnes ūdens plūsma l/sek/km² (\pm standartnovirze) pa horizontiem Rucavas un Taurenes IM stacijās no 2000. līdz 2004. gadam

Augsnes horizonts	Rucavas IM	Taurenes IM	U-tests
O horizonts	5,6 \pm 1,0	3,8 \pm 0,6	*
E horizonts	1,6 \pm 0,7	0,9 \pm 0,3	*
B horizonts	1,0 \pm 0,7	0,8 \pm 0,1	n. b.

* – atšķirības starp IM stacijām ir būtiska $p < 0,05$;

n. b. – atšķirības starp IM stacijām nav būtiska

Taurenes IM stacijā augsne ziemas periodā ir ilgāk sasalusi un līdz ar to kopējais gada augsnes ūdens daudzums ir ievērojami mazāks.

Pētījumā tika apskatīta arī nokrišņu daudzuma ietekme uz augsnes ūdens plūsmu, taču, aprēķinot korelācijas koeficientus, konstatēts, ka ne atklātā lauka nokrišņi, ne vainaga caurtece augsnes ūdens plūsmu būtiski neietekmē.

Secinājumi

1. Pētījuma rezultāti rāda, ka nokrišņu ķīmiskais sastāvs priežu mežu ekosistēmā būtiski mainās, tiem plūstot cauri koku lapotnei. Pētāmo jonu un elementu (izņemot Pb) koncentrācijas lielākoties palielinās secībā atklāta lauka nokrišņi < vainaga caurtece < stumbra notece. Svinu pārtver koku vainagi, tādējādi vainaga caurtecē ir mazāk svina nekā atklātā lauka nokrišņos.
2. Pētījuma periodā atklāta lauka nokrišņos priežu mežos un vainaga caurtecē būtiski ir palielinājusies pH vērtība un samazinājusies SO_4^{2-} -S un Pb koncentrācija. Attiecībā uz Ca, Mg un K koncentrāciju un izsēšanos ar nokrišņiem un vainaga caurteci būtiskas samazināšanās vai palielināšanās tendences nav novērotas. Kopumā nokrišņos atklātā laukā, vainaga caurtecē un stumbra notecē pētījuma periodā vidējā sulfātu, nitrātu, bāzisko elementu (Ca, Mg, K) un smago metālu (Pb un Zn) koncentrācija un izsēšanās Rucavas IM stacijā konstatēta augstāka nekā Tauresnes IM stacijā.
3. Boreonemorālajā dabas zonā priežu mežu ekosistēmās nobiru daudzumu nosaka kokaudzes sastāvs, izmaiņas veģētācijas periodā, kā arī sniega segas biežums.
4. Skuju un nobiru ķīmiskais sastāvs adekvāti neatspoguļo atmosfēras piesārņojuma izmaiņas, jo to ietekmē ne tikai atmosfēras ķīmiskais sastāvs, bet arī meteoroloģiskie apstākļi (klimata pārmaiņas) un fizioloģiskie procesi mežaudzē. Kopumā Tauresnes IM stacijā salīdzinājumā ar Rucavas IM staciju biogēno elementu (Ca, Mg, K, N_{kop}) daudzums nobirās ir augstāks, un tas saistīts ar nobiru bioloģiskā sastāva atšķirībām. Smagos metālus (Pb un Zn) vairāk satur nobiras Rucavas IM stacijā, kur liela ietekme uz atmosfēru un augsni ir piesārņojuma pārrobežu pārnesei un lielāko vietējo piesārņojuma avotu izvietojumam.
5. Ca un Mg koncentrācija nobirās palielinās rudenī, kad notiek maksimālā skuju un lapu biršana. K un N_{kop} koncentrācija augstāka ir pavasara nobirās, bet rudens nobirās tā pakāpeniski samazinās. Tas norāda, ka šie elementi pārvietojas augā no vecākām daļām uz jaunākām. Smago metālu (Pb un Zn) koncentrāciju priežu mežu nobirās sezonālās izmaiņas ietekmē mazāk, jo šo metālu daudzumu nobirās galvenokārt nosaka to uzkrāšanās uz lapu, skuju un mizas virsmas.
6. Biogēno elementu (Ca, Mg, K, N_{kop}) izsēšanās daudzumu ar nobirām uz augsnes Latvijā priežu mežu ekosistēmās vairāk ietekmē nobiru daudzums nekā nobiru ķīmiskais sastāvs. Nobiru ķīmiskā sastāva ziņā starp IM stacijām lielākoties nav būtiskas atšķirības. Savukārt smago metālu (Pb un Zn) ienesi ar nobirām augsnē ietekmē arī šo metālu koncentrācijas lielums nobirās.
7. Augsnes ūdens skābums, bāzisko katjonu (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) un smago metālu (Pb un Zn) koncentrācija augsnes ūdenī tipiskā podzola smilts augsnēs strauji samazinās, augsnes dziļumam palielinoties. Attiecībā uz jonu koncentrāciju Latvijas priežu ekosistēmās iezīmējas kopīga tendence – augsnes ūdenī SO_4^{2-} -S koncentrācija būtiski pieaug, lai gan nokrišņos tā būtiski samazinās.

8. Priežu mežu ekosistēmās pētāmo elementu kopējā ienese pārsniedz iznesi no augsnes dziļākajiem slāņiem. Līdz ar to priežu mežu ekosistēmās tipiskā podzola smilts augsnēs vielu balance ir pozitīva.

Izmantotā literatūra

1. Aber J. D. and Melillo J. M., 1991. *Terrestrial Ecosystems*, Saunders College Publishing. ISBN 0-03-047443-4.
2. Aber J. D., Knute J. N., Stedler P. and Melillo J. E., 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. Excess nitrogen from fossil fuel combustion may stress the biosphere. *Bioscience*, 39(6), 378–386.
3. Adriano D. C., 1986. *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer-Verlag, New York.
4. Andersson A., Nilsson Å. and Håkanson L., 1991. *Metal Concentrations of the Major Layer in Sweden as Influenced by Deposition and Soil Parent Material*. Naturvårdsverket, Solna. ISBN 91-620-3990-3.
5. Bååth E., 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water Air Soil Pollut*, 47, 335–379.
6. Baeyens W., Dehairs F. and Dedeurwaerder H., 1990. Wet and dry deposition fluxes above the North Sea. *Atmos. Environ*, 24A(7), 1693–1703.
7. Beier C. and Gundersen P., 1989. Atmospheric deposition to the edge of a spruce forest in Denmark. *Environ. Pollut*, 60, 257–271.
8. Beier C., Eckersten H. and Gundersen P., 2001. Nitrogen Cycling in a Norway Spruce Plantation in Denmark – A SOILN Model Application Including Organic N Uptake. *The Sci. World*, 1(S2), 394–406.
9. Bergkvist B., Folkesson L. and Berggren D., 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut*, 47, 217–286.
10. Bergmann W., 1988. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Entstehung, visuelle und analytische diagnose, Bergmann W. (Ed.), 2^e édition, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, 762 S.
11. Berthelsen B. O., Steinnes E., Solberg W. and Jingsen L., 1995. Heavy metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition. *J. Environ. Qual*, 24, 1018–1026.
12. Bini C. and Bresolin F., 1998. Soil acidification by acid rain in forest ecosystems: A case study in northern Italy. *Sci. Total Environ*, 222(1–2), 1–15.
13. Binkley D., 1994. The influence of tree species on forest soils: Processes and Patterns. In: Mead D. J., Cornforth I. S. (Eds.), *Proceedings of tree species and soil workshop*. Agronomy Society of New Zealand Special Publication # 10. Lincoln Univ. Press, Canterbury, NZ, 1996, p. 1–33.
14. Binkley D. and Richter D., 1987. Nutrient cycles and H⁺ budgets of forest ecosystems. *Adv. Ecol. Res.*, 16, 1–51.
15. Bobbink R., Heil G. W. and Raessen, M. B. A. G., 1992. Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heatland ecosystems. *Environ. Pollut.*, 75, 29–37.

16. Bonneau M., 1988. Le diagnostic foliaire. *Rev. For. Fr.*, 40, 19–26.
17. Bourton C. F., Candelone J. P. and Hong S., 1994. Past and recent changes in the large scale tropospheric cycles of lead and other heavy metals as documented in Antarctic and Greenland snow an ice: A review. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(15), 3217–3225.
18. Bredemeier M., 1988. Forest canopy transformations of atmospheric deposition. *Water Air Soil Pollut.*, 40, 121–138.
19. Bringmark L., 1980. Ion leaching through a podsol in a Scots pine stand. In Structure and function of Northern coniferous forests – An ecosystems study. *Ecol. Bull.*, 32, 341–361.
20. Brown K. A., Freer-Smith P., Howells G. D., Skeffington R. A. and Willson R. B., 1988. Rapporteurs report on discussions at the workshop on excess nitrogen deposition, Leatherhead, September 1987. *Environ. Pollut.*, 54, 285–295.
21. Brumelis G., Lapina L., Nikodemus O. and Tjarve D., 1997. Estimation of atmospheric heavy metal deposition in Latvia using feather moss. *Proc. Latv. Acad. Sci., Sec. B*, 51, No. 3/4 (590/591), 159–164.
22. Bytnerovicz A., Fenn M. E., Miller P. R. and Arbaugh, M. J., 1999. Wet and dry pollutant deposition to the mixed conifer forest. In: Miller P. R., Mc Bride J. R. (Eds.). *Oxidant Air Pollution Impact in the Montane Forests of Southern California*. Ecological Studies 134, Springer, New York, p. 235–269.
23. Bytnerovicz A. and Fen M. E., 1996. Nitrogen deposition in California forests: a review. *Environ. Pollut.*, 92, 127–146.
24. Cappellato R. and Peters N. E., 1995. Dry deposition and canopy leaching rates in deciduous and coniferous forests of the Georgia Piedmont: an assessment of regional model. *J. Hydrol.*, 169, 131–150.
25. Ceburnis D. and Steinnes E., 2000. Conifer needles as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: comparison with mosses and precipitation, role of the canopy. *Atmos. Environ.*, 34(25), 4265–4271.
26. Chapin F. S. III. and Kedrowski R. A., 1983. Seasonal changes in nitrogen and phosphorus fractions and autumn retranslocation in evergreen and deciduous taiga trees. *Ecology*, 64(2), 376–391.
27. Clark R. B., 1982. Nutrient solution growth of sorghum and corn in mineral nutrition studies. *J. Plant Nutr.*, 5, 1039–1057.
28. Clements J. C., 1971. Evaluating summer rainfall through a multilayered largetooth aspen community. *Can. J. For. Res.*, 1, 20–31.
29. Cole D. W., Gessel S. P. and Dice S. F., 1968. Distribution and cycling of nitrogen, phosphorus, potassium, calcium in a second growth Douglas-fir forest. In: Young H.E. (Eds.). *Primary production and Mineral cycling in natural Ecosystems*. University of Maine Press. Orono, p. 197–213.
30. Cornell S., Rendell A. and Jickells, T., 1995. Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen to the oceans. *Nature*, 376, 243–246.

31. Cowling E. B. and Nilsson J., 1995. Acidification research: lessons from history and visions of environmental futures. *Water Air Soil Pollut.*, 85, 279–292.
32. Cowling E. B., 1982. Acid precipitation in historical perspective. *Environ. Sci. Tech.*, 16, 110A–123A.
33. Cronan C. S. and Reiners W. A., 1983. Canopy processing of acidic precipitation by coniferous and hardwood forests in New England. *Oecologia*, 59, 216–223.
34. Cronan C. S., Reiners W. A., Reynolds Jr. R. C. and Lang G. E., 1978. Forest floor leaching: contribution from mineral, organic, and carbonic acids in new hampshire subalpine forest. *Science*, 200, 309–311.
35. Daņiļeviĉa E., Nokodemus O., Kļaviņš M., Ļuļko I., 2004. Sēra un slāpekļa savienojumi nokrišņos un augsnes ūdenī Latvijas priežu mežos. Ģeogrāfiski Raksti. *Folia Geographica*, 11, 63–71.
36. David M. B., Fasth W. J. and Vance G. F., 1991. Forest soil response to acid and salt additions of sulfate: II. aluminum and base cations. *Soil Sci.*, 151, 208–219.
37. de Vries W., Reinds G. J. and Vel E., 2003. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe 2: Atmospheric deposition and its impacts on soil solution chemistry. *For. Ecol. Manage*, 174, 97–115.
38. de Vries W., Van Grinsven J. J. M., Van Breemen N., Leeters E. E. J. M. and Jansen P. C., 1995. Impacts of acid atmospheric deposition on concentrations and fluxes of solutes in Dutch forest soils. *Geoderma*, 67, 17–43.
39. Deboudt K., Flament P. and Bertho M-L., 2004. Cd, Cu, Pb and Zn concentrations in atmospheric wet deposition at coastal station in Western Europe. *Water, Air Soil Pollut.*, 151, 335–359.
40. Derome J. and Nieminen T., 1998. Metal and macronutrient fluxes in heavy-metal polluted Scots pine ecosystems in SW Finland. *Environ. Pollut.*, 103, 219–228.
41. Dise N. B. and Wright R. F., 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage*, 71, 153–161.
42. Doelman P., 1985. Resistance of soil microbial communities to heavy metals. In: Jensen V., Kjoller A., Sørensen L. H. (Eds.). *Microbial Communities in Soil*. Elsevier, Amsterdam. P. 369–384.
43. Draaijers G. P. J., Erisman J. W., Van Leeuwen N. F. M., Röer F. G., Te Winkel B. H., Veltkamp A. C., Vermeulen A. T. and Wyers G. P., 1997. The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. *Atmos. Environ.*, 31(3), 387–397.
44. Draaijers G. P. J., Erisman J. W., Spranger T. and Wyers, G. P., 1996. The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring. *Atmos. Environ.*, 30(19), 3349–3361.
45. Duce R. A., Liss P. S., Merrill E. L., Atlas E. L., Buat Menard P., Hicks B. B., Miller J. M., Prospero J. M., Arimoto R., Church T. M., Ellis W., Galloway J. N., Hansen L., Jickells T. D., Knapp A. H., Reinhardt K. H., Schneider B., Soudine A., Tokos J. J., Tsunogai S., Wollast

- R. and Zhou M., 1991. The atmospheric input of trace species to the world ocean. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 5, 193–259.
46. Edmonds R. L., Thomas T. B. and Rhodes J. J., 1991. Canopy and soil modification of precipitation chemistry in a temperate rain forest. *Soil Sci. Am. J.*, 55, 1685–1693.
47. Eichhorn J., Haussmann T., Paar U., Reinds G. J. and Vries W., 2001. Assessment of Impacts of Nitrogen Deposition on Beech Forests: Results from the Pan-European Intensive Monitoring Programme. *Sci. World*, 1(S2), 423–432.
48. Erisman J. W., Beier C., Draaijers G. and Lindberg S., 1993. Deposition monitoring. In: Lövblad G., Erisman J.E. Fowler D. (Eds.), Models and methods for the quantification of atmospheric input to ecosystems. The Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. Nordiske Seminar-og Arbejdsrapporte, 1993, 573, 165–183.
49. Falkengren-Grerup U., Ericson L., Gunnarsson U., Nordin A., Rydin, H. and Wallen B., 2000. Does nitrogen deposition change the flora? In: Bertills U., Nasholm T. (Eds.), Effects of Nitrogen Deposition on Forest Ecosystems. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, p. 77–104.
50. Fenn M. . and Kiefer J. W., 1999. Throughfall deposition of nitrogen and sulfur in a Jeffrey pine forest in the San Gabriel Mountains, Southern California. *Environ. Pollut.*, 104, 179–187.
51. Fergusson J. E., 1990. The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press, Oxford.
52. Fife D. N. and Nambiar K. S., 1984. Movement of nutrients in radiate pine needles in relation to the growth of shoots. *Ann. Bot.*, 54, 303–314.
53. Fiļipivič J. un Piņķe D., 1994. Kurzemes ziemeļu piekrastes teritorijas radioaktīvā un smago metālu piesārņojuma izpēte. *Ražība*, 2, 22–28.
54. Florence R. G. and Chuong P. H., 1974. The influence of soil type on foliar nutrients in *Pinus radiata* plantations. *Aust. For. Res.*, 6, 1–8.
55. Foster N. W., Nicolson J. A. and Hazlett P. W., 1989. Temporal variation in nitrate and nutrient cations in drainage waters from deciduous forest. *J. Environ. Qual.*, 18, 238–244.
56. Fowler D., Duyzer J. H. and Baldocchi D. D., 1991. Inputs of trace gases, particles and cloud droplets to terrestrial surfaces. In: Proceedings of the Royal Society of Edinburgh. 97B, 35–59.
57. Fritsche U., 1992. Studies on leaching from spruce twigs and beech leaves. *Environ. Pollut.*, 75, 251–257.
58. Fritze H., Pennanen T. and Vanhala P., 1997. Impact of fertilizers on the humus layer microbial community of Scots pine stands growing along a gradient of heavy metal pollution. In: Insam H., Rannerger A. (Eds.), Microbial Communities: Functional versus Structural Approaches. Springer, Berlin, p. 68–83.
59. Giertych M. J. and Werner A., 1996. Phenolich compounds in needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) damaged by industrial pollution. *Abor. Kórnické*, 41, 165–172.

60. Giller K. E., Witter E. and McGrath S. P., 1998. Toxicity of heavy metal to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biol. Biochem.*, 30, 1389–1414.
61. Gjengedal E. and Steinnes E., 1990. Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environ. Monit. Assess.*, 14, 77–87.
62. González-Arias A., Amezaga I., Echeandia A., Domingo M. and Onaindia M., 1998. Effects of pollution on the nutrient return via litterfall for *Pinus radiata* plantations in the Baque Country. *Plant Ecol.*, 139, 247–258.
63. Gordon A. M., Chourmouzis C. and Gordon A. G., 2000. Nutrient inputs in litterfall and rainwater fluxes in 27-year old red, black and white spruce plantations in Central Ontario, Canada. *For. Ecol. Manage.*, 138, 65–78.
64. Gower C., Rowell D. L., Nortcliff S. and Wild A., 1995. Soil acidification: comparison of acid deposition from the atmosphere with inputs from the litter/soil organic layer. *Geoderma*, 66, 85–98.
65. Hansen K., 1996. In-canopy throughfall measurements of ion fluxes in Norway Spruce. *Atmos. Environ.*, 30(23), 4065–4067.
66. Hanson P. J. and Lindberg S. E., 1991. Dry deposition of nitrogen compounds: a review of leaf, canopy and non-foliar measurements. *Atmos. Environ.*, 25(A), 1615–1634.
67. Harrison R. P. and Johnson D. W., 1992. Inorganic sulphate dynamics. In: Johnson D.W., Lindberg S.E. (Eds.), *Atmospheric deposition and Forest Nutrient Cycling*, Ecological Studies 91, Springer-Verlag, p. 104–118.
68. Heinrichs H. and Mayer R., 1980. The role of forest vegetation in the biochemical cycle of heavy metals. *J. Environ. Qual.*, 9, 111–118.
69. Helmisaari H. S., 1995. Nutrient cycling in *Pinus sylvestris* stands in eastern Finland. *Plant and Soil*, 168–169, 327–336.
70. Helmisaari H.-S., 1992. Nutrient retranslocation within the foliage of *Pinus sylvestris*. *Tree Physiol.*, 10, 45–58.
71. Helmisaari H.-S., 1990. Temporal variation in nutrient concentrations of *Pinus sylvestris* needles. *Scand. J. For. Res.*, 5, 177–193.
72. Helmisaari H. and Mälkönen E., 1989. Acidity and nutrients content of throughfall and soil leachate in tree *Pinus sylvestris* stands. *Scan. J. For. Res.*, 4, 13–28.
73. Houle D., Ouimet R., Paquin R. and Laflamme J. G., 1990. Interactions of atmospheric deposition with mixed hardwood and a coniferous forest canopy at the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Quebec). *Can. J. For. Res.*, 29, 1944–1957.
74. Hultberg H. and Grennfelt, P., 1992. Sulphur and seasalt deposition as reflected by throughfall and runoff chemistry in forested catchments. *Environ. Pollut.*, 75, 215–222.
75. Hummelshøj P., Ruijgrok W., Semb A., Westling O. and Wyers P., 1993. Dry deposition of particles. Working group report. In: Lövblad G., Erisman J.E., Fowler D. (Eds.), *Models and methods for the quantification of atmospheric input to ecosystems*. The Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. *Nordiske Seminar-og Arbejdsrapporte*, 1993, 573, 33–36.

76. Hyvärinen A., 1990. Deposition on forest soils-Effect of tree canopy on throughfall. In: Kauppi P., Anttila P., Kenttämies K. (Eds.), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Heidelberg, p. 199–213.
77. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report., 2001. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute. The Netherlands.
78. Iwatsubo G. and Tsutsumi T., 1967. On the amount of plant nutrients supplied to the ground by rain water in adjacent open plot and forests. *Kyoto Univ. For. Bull.*, 39, 110–124.
79. Johnson D. W. and Lindberg S. E., (Ed.) 1992. *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*. Ecological Studies 91, Springer, New York, p. 707.
80. Johnson D. W. and Cole D. W., 1980. Anion mobility in soils: relevance to nutrient transport from forested ecosystems. *Environ. Int.*, 3, 79–90.
81. Johnson D. W. and Cole D. W., 1977. Sulfate Mobility in an Outwash Soil in Western Washington. *Water Air Soil Pollut.*, 7, 489–495.
82. Karlton E. and Gustafsson J. P., 1993. Interference by organic complexation of Fe and Al on the SO_4^{2-} adsorption in spodic B-horizons in Sweden. *J. Soil Sci.*, 44, 625–632.
83. Kavvadias V. A., Alifragis D., Tsiotsis A., Brofas G. and Stamatelos G., 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *For. Ecol. Manage.*, 144, 113–127.
84. Keilen K., 1978. Spurenelementverteilung und Bodentwicklung im Bärhaldegranitgebiet (Südschwarzwald). *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, 8, 278.
85. Kubin E., Lippo H. and Poikolainen J., 2000. Heavy metal loading. In: Mälkönen E. (Eds.), *Forest condition in a changing environment – the Finnish case*. Kluwer Academic, p. 60–71.
86. Kumala M., 1990. Simulating the formation of acid aerosols. In: Kauppi P., Anttila P., Kenttämies K. (Eds.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, p. 95–110.
87. Laivins M., Rusina S., Frolova M., Lyulko I., 2007. Pine forest vegetation dynamics at ICP IM sites in Latvia. 16th Annual Report 2007. Finnish Environment Institute, Helsinki, p. 37–56.
88. Laiviņš M., Rūsiņa S., 2006. Augāja intensīvā uzskaitē. Integrālais Monitorings. Pārskats par 2006. gada pētījumiem Rucavā un Taurenē. Rīga, 3-15. lpp.
89. Laiviņš M., 1998. Latvijas boreālo priežu mežu sinantropizācija un eutrofikācija. *Latvijas Veģetācija*, 1, 137 lpp.
90. Laiviņš M. 1996. Integrālā monitoringa mežaudžu raksturojums. Integrālais Monitorings. Pārskats par 1996. gada pētījumiem Rucavā un Taurenē. Rīga, 5.–14. lpp.
91. Laiviņš M., Ļuļko I. un Frolova M., 1996. Nokrišņu ķīmiskā sastāva dinamika Rucavā. *Mežzinātne*, 6(39), 57–66.
92. Latvijas vides indikatoru pārskats 2001, 2001. Rīga : Latvijas Vides aģentūra, 124. lpp.

93. Lee D. S., Dollard G. J., Derwent R. G. and Pepler S., 1999. Observation on gaseous and aerosol components of atmospheric and their relationships. *Water Air Soil Pollut.*, 113, 175–202.
94. Likens G. E., Driscoll C. T. and Buso D. C., 1996. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystems. *Science*, 272, 244–246.
95. Lindberg S. E. and Lovett G. M., 1992. Deposition and forest canopy interactions of airborne sulphur: Results from the integrated forest study. *Atmos. Environ.*, 26A(8), 1477–1492.
96. Lindberg S. E., 1992. Atmospheric Deposition and Canopy Interactions of Sulfur. In: Johnson D. W., Lindberg S. E. (Eds.). *Atmospheric Deposition and Nutrient Cycling*. Ecological Studies 91, Springer-Verlag, p. 74–90.
97. Lindberg S. E., Harris R. C., Hoffman W. A. Lovett Jr, G. M. and Turner R. R., 1989. Atmospheric chemistry, deposition, and canopy interactions. In: Johnson, D. W., Van Hook, R. I. (Eds.). *Analysis of Biogeochemical Cycling Processes in Walker Branch Watershed*. Springer-Verlag, New York, Berlin, p. 96–163.
98. Lindberg S.E. and Garten Jr. C.T., 1988. Sources of sulphur in forest canopy throughfall. *Nature* 336, 148–151.
99. Lindberg S. E., Lovett G. M., Richter D. D. and Johnson D. W., 1986. Atmospheric depositions and canopy interactions of major ions in a forest. *Science*, 231, 141–145
100. Lövblad G., Hovmand M., Reissel A., Westling O., Aamlid D., Hyvärinen A. and Schaug J., 1994. Throughfall Monitoring in the Nordic Countries, Institute för vatten och luftvårdsforskning, Swedish Environmental Research Institute, IVL Publ.B 1132.
101. Lövblad G. and Westling O., 1989. Methods for determination of atmospheric deposition. In: Gyllin M., Nihlgård B. (Eds.), *Methods for integrated monitoring in the Nordic countries*. Mijörapport ,11, 19–62.
102. Lovett G. M., 1994. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecol. Applic.*, 4, 629–650.
103. Lovett G. M., and Lindberg S. E., 1993. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. *Can. J. For. Res.*, 23, 1603–1616.
104. Lovett G. M., 1992. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen. In: Johnson, D. W., Lindberg, S. E. (Eds.), *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*. Ecological Studies 91. Springer-Verlag, New York, NY USA, p.152–166.
105. Lovett G. M. and Schaefer D. A., 1992. Canopy interaction of Ca²⁺, Mg²⁺ and K⁺. In: Johnson, D. W., Lindberg, S. E. (Eds.). *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*. Ecological Studies 91. Springer-Verlag, New York, p. 253–275.
106. Lovett G. M. and Kinsmann J. D., 1990. Atmospheric pollutant deposition to high-elevation ecosystems. *Atmos. Environ.*, 24(A), 2767–2786.
107. Lumme I., Arkhipov V. and Kettunen I., 1995. Deposition gradients and foliar and soil leachate concentrations of air pollutant in Scots pine stands of S.-E. Finland and the Karelian Isthmus, N-W. Russia. *Water Air Soil Pollut.*, 85, 1263–1268.

108. Lyulko I. and Frolova M., 2001. Report of national ICP IM activities in Latvia 2000 – 2001. 10th Annual Report 2001. Finnish Environment Institute, Helsinki, p. 50–55.
109. Mälkönen E., 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Commun. Inst. For. Fenn.*, 84(5), 1–87.
110. Manual for Integrated Monitoring. 1998. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. – Finnish Environment Institute, Impacts Research Division, Helsinki. Available from: <http://www.ymparisto.fi/default.asp>
111. Matzner E. and Meiwes K. J., 1994. Long-term development of element fluxes with bulk precipitation and throughfall in two German forests. *J. Environ. Qual.*, 23, 162–166.
112. Matzner E. and Ulrich B., 1981. Effect of acid precipitation on soil. In: Fazzolare R. A., Smith C. B. (Eds.). *Beyond the energy crisis. Opportunity and Challenge. Third International Conference on Energy Use Management*, Berlin/West. October 26-30, 1981. Pergamon Press. Vol. II, 555–564.
113. Mauriņa H., 1987. Augu fizioloģija, Rīga : Zvaigzne, 104–116. lpp.
114. Merington G. and Alloway B. J., 1997. Determination of the residual metal binding characteristics of soils polluted by Cd and Pb. *Water Air Soil Pollut.*, 95, 229–311.
115. Migon C., Morelli J., Nicolas E. and Copin-montegt G., 1991. Evaluation of total atmospheric deposition of Pb, Cd, Cu and Zn to the Ligurian Sea. *Sci. Total Environ*, 105, 135–148.
116. Miller H. G., 1984. Dynamics of nutrient cycling in plantation ecosystems. In: Bowen G. D., Nambiar E. K. S. (Eds.). *Nutrition of plantation forests*. London : Academic Press, p. 53–78.
117. Miller H. G., Cooper J. M., Miller J. D. and Puline O. J. L., 1978. Nutrient cycles in pine and their adaptation to poor soils. *Can. J. For. Res.*, 9, 19–26.
118. Moffat A. J. Kvaalen H., Solberg S. and Clarke N., 2002. Temporal trends in throughfall and soil water chemistry at three Norwegian forests, 1986–1997. *For. Ecol. and Manage*, 168, 15–28.
119. Muller B., Touraine B. and Renneberg H., 1996. Interaction between atmospheric and pedospheric nitrogen nutrition in spruce (*Picea abies* L. Karst) seedlings. *Plant, Cells Environ.*, 19, 345–355.
120. Murphy C. E. and Sigmon J. T., 1990. Dry deposition of sulphur and nitrogen oxide gases to forest vegetation. In: Lindberg S. E., Page A. L., Norton S. A. (Eds.). *Acid precipitation 3. Sources, deposition, and canopy interactions*. Springer-Verlag, New York, p. 217–240.
121. Nielsen K. E. and Nørnberg P., 1994. Test of different lysimeter types and suction on sandy soils in Denmark. Proc. Workshop., *Process Studies in Ecosystems on Poor Sandy Soils.*, Hjerl Hede, Denmark, 6–10 September 1994.
122. Nieminen T. M., Derome J. and Helmisari H. S., 1999. Interaction between precipitation and Scots pine canopies along a heavy-metal pollution gradient. *Environ. Pollut.*, 106(1), 129–137.

123. Nikodemus O., Brumelis G., Tabors G., Lapina L. and Pope S., 2004. Monitoring of air pollution in Latvia between 1990 and 2000 using moss. *J. Atm. Chem.*, 49, 521–531.
124. Nilsson S. I. and Bergkvist B., 1983. Aluminium chemistry and acidification processes in a shallow podzol on a Swedish westcoast. *Water Air Soil Pollut.*, 20, 311–329.
125. Nissinen A. and Ilvesniemi H., 1990. Effects of acid deposition on exchangeable cations, acidity and aluminium solubility in forest soils and soil solution. In: Kauppi P., Anttila P., Kenttämies K. (Eds.). *Acidification in Finland*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, p. 287–304.
126. Nriagu J. O., 1996. A history of global metal pollution. *Science*, 272, 223–224.
127. Nussbaum S., von Ballmoos P., Gfeller H., Schlunegger U. P., Fuhrer J., Rhodes D. and Brunhold, C., 1993. Incorporation of atmospheric ¹⁵NO₂-nitrogen into free amino acids by Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. *Oecologia*, 94, 408–414.
128. Oltchev A., Cermak J., Gurtz J., Kiely G., Nadezhdina N., Zappa M., Lebedeva N., Vitvar T., Albertson J.D., Tatarinov F., Tishenko F., Nadezhdin V., Kozlov B., Ibrom A., Vygodsaya N., Gravenhorst G. 2002., The response of the water fluxes of the boreal forest region at the Volga's source area to climatic and land-use changes. *Phys. Chem. Earth.*, 27(9–10), 675–690.
129. Osono T. and Takeda H., 2004. Potassium, calcium, and magnesium dynamics during litter decomposition in a cool temperate forest. *Scan. J. For. Res.*, 9, 23–31.
130. Pajuste K., 2004. Deposition and transformation of air pollutants in coniferous forests [dissertation]. University of Tartu. Estonia, p. 9–43.
131. Parker G. G., 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. *Adv. Ecol. Res.*, 1, 58–133.
132. Pedersen L. B. and Bille-Hansen J., 1999. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, Sitka spruce and beech stands in Denmark. *For. Ecol. Manage*, 114, 55–70.
133. Pennanen T., 2001. Microbial communities in boreal coniferous forest humus exposed to heavy metals and changes in soil pH – a summary of the use of phospholipids fatty acids, Biolog® and ³H-thymidine incorporation methods in field studies. *Geoderma*, 100, 91–126.
134. Perala D. A. and Alban D. H., 1982. Biomass, nutrient distribution and litterfall in *Populus*, *Pinus* and *Picea* stands on two different soils in Minnesota. *Plant and Soil*, 64, 177–192.
135. Pérez-Soba M. and Van der Eerden L. J. M., 1993. Nitrogen uptake in needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) when exposed to gaseous ammonia and ammonium fertilizer in the soil. *Plant and Soil*, 153, 231–242.
136. Piirainen S., 2002. Nutrient fluxes through a boreal coniferous forest and effects of clear-cutting [dissertation]. University of Joensuu. Joensuu, p. 9–49.
137. Piirainen S., Finer L. and Starr M., 2002. Deposition and leaching of sulphate and base cations in a mixed boreal forests in Eastern Finland. *Water Air Soil Pollut.*, 131, 185–204.

138. Piirainen S., Finer L. and Starr M., 1998. Canopy and soil retention of nitrogen deposition in a mixed boreal forest in eastern Finland. *Water Air Soil Pollut.*, 105, 165–174.
139. Potter C. S., Ragsdale H. L. and Swank, W. T., 1991. Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating Southern Appalachian forest canopy. *J. Ecol.*, 79, 97–115.
140. Prescott C. E., 2002. The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiol.*, 22, 193–200.
141. Prescott C. E., Corbin J. P. and Parkinson D., 1992. Immobilization and availability of N and P in the forest floors of fertilized Rocky Mountain coniferous forests. *Plant and Soil*, 143, 1–10.
142. Ragsdale H. L., Lindberg S. E., Lovett G. M. and Schaefer D. A., 1992. Atmospheric deposition and throughfall fluxes of base cations. In: Johnson D. W., Lindberg S. E. (Eds.). *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*. Ecological Studies 91. Springer-Verlag, New York, NY USA, p. 235–253.
143. Reģionālais meža monitorings 2002. gada novērojumu rezultāti., 2003. Rīga : Valsts meža dienests. Pieejams: http://www.vmd.gov.lv/doc_upl/Monitorings2002.pdf, 2004. g. 15. nov.
144. Reimann C., Koller F., Kashulina G., Niskavaara H. and Englmaier P., 2001. Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. *Environ. Pollut.*, 115, 239–252.
145. Remoudaki E., Bergametti G. and Losno R., 1991. On the dynamic of the atmospheric input of copper and manganese into the western Mediterranean Sea. *Atmos. Environ.*, 25A(3/4), 733–744.
146. Renberg I., Brännvall M.-J., Bindler R. and Emteryd O., 2000. Atmospheric lead pollution history during four millennia (200 BC to 2000 AD) in Sweden. *Ambio*, 29(3), 150–156.
147. Rennenberg H., Kreutzer K., Papen H. and Weber P., 1998. Consequences of high loads of nitrogen for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forests. *New Phytol.*, 139, 71–86.
148. Reuss J. O., Cosby B. J. and Wright R. F., 1987. Chemical processes governing soil and water acidification. *Nature*, 329, 27–32.
149. Robert B., Caritat A., Bertoni G., Vilar L and Molinas M., 1996. Nutrient content and Seasonal fluctuations in the leaf component of cork-oak (*Quercus suber* L.) litterfall. *Vegetatio*, 122, 29–35.
150. Rühling Å., Steinnes E. and Berg T., 1996. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1995. *Nord*, 13, 45.
151. Rühling Å., Brumelis G., Goltsova N., Kvietskus K., Kubin E., Liiv S., Magnusson S., Mäkinen A., Pilegaard K., Rasmussen L., Sander E., and Steinnes E., 1992. Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1990. *Nord*, 1992(12), 1–41.
152. Rühling Å. and Tyler G., 1973. Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter. *Oikos*, 24, 402–416.

153. Salemaa M., Vanha-Majamaa I., Derome J., 2001. Understorey vegetation along heavy-metal pollution gradient in SW Finland. *Environ. Pollut.*, 112, 339–350.
154. Schaefer D. A., Lindberg S. E. and Lovett, G. M., 1992. Processing of acidic deposition: canopy interactions. In: Johnson D. W., Lindberg S. E. (Eds.). *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*. Ecological Studies 91. Springer, New York, p. 444–449.
155. Scherbatskoy T. and Klein R. M., 1983. Response of spruce and birch foliage to leaching by acidic mists. *J. Environ. Qual.*, 12, 189–193.
156. Schneider S., Geßler A., Weber P., von Sengbusch D., Hanemann U. and Rennenberg H., 1996. Soluble N compounds in trees exposed to high loads of N: a comparison of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) grown under field conditions. *New Phytol.*, 134, 103–114.
157. Schnitzer M. and Skinner S. I. M., 1967. Organ-metallic interactions in soil: 7. stability constants of Pb^{++} , Ni^{++} , Mn^{++} , Co^{++} and Mg^{++} fulvic acid complexes. *Soil Sci.*, 102, 361–365.
158. Schrier G. A., 1987. Throughfall chemistry in a red maple province plantation sprayed with “acid rain”. *Can. J. For. Res.*, 17, 660–665.
159. Schultz R., 1987. Vergleichende Betrachtung des Schwermetallgehalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Bd. 32
160. Seip H.M., 1983. Deposition-soil-water interactions. Summary document. In: *Ecological effects of acid deposition*. National Swedish Protection Board. Report PM 1636, 119–127.
161. Seitzinger S. P. and Sanders R. W., 1999. Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen stimulate estuarine bacteria and phytoplankton. *Limnol. Ocean.*, 44, 721–730.
162. Sigmon J. T., Gilliam F. S. and Partin M. E., 1989. Precipitation and throughfall chemistry for a mountain hardwood forest ecosystem: potential contributions from cloud water. *Can. J. For. Res.*, 19, 1240–1247.
163. Singh B. R., Abrahamsen G. and Stuanes A., 1980. Effect of simulated acid rain on sulfate movement in acid forest soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 44, 75–80.
164. Slovik S., Balázs A., Siegmund A., 1996. Canopy throughfall of *Picea abies* (L.) Karst. as depending on trace gas concentrations. *Plant and Soil*, 178, 295–310.
165. Smith W.H., 1995. Air pollution and forests. Springer-Verlag, p. 96–126.
166. Smith W. H., 1990. *Air Pollution and Forests: Interactions Between Air Contaminants and Forest Ecosystems*. Springer-Verlag, New York, p. 618.
167. Sparks D.L., 1995. *Environmental soil chemistry*. Department of Plant and Soil Sciences. University of Delaware Newark Academic Press, Delaware, p. 53–211.
168. Staaf H. and Berg B., 1981. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long – term decomposition in a Scots pine forest II . *Can. J. Bot.*, 60, 1561–1568.

169. Stachurski A. and Zimka J. R., 2002. Atmospheric deposition and ionic interactions within a beech canopy in the Karkonosze Mountains. *Environ. Pollut.*, 118, 75–87.
170. Stachurski A. and Zimka J. R., 2000. Atmospheric input of elements to forest ecosystems: a method of estimation using artificial foliage placed above rain collectors. *Environ. Pollut.*, 110, 345–356.
171. Stachurski A., 1987. Nutrient control in throughfall waters of forest ecosystems. *Ecologia polska*, 35, 3–69.
172. Stevenson F. J., 1975. Binding of Metal Ions by Humic Acids. In: Nriagu J. O. (Eds.). 2nd Intern. Symp. on Environ. Biochemistry, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Okt. 1975, p. 34.
173. Stoddard J. L., Jeffries D. S., Lükewille A., Clair T. A., Dillon P. J., Driscoll C. T., Forsius M., Johannesen M., Kahl J. S., Kellog J. H., Kemp A., Mannio J., Monteith D. T., Murdoch P. S., Patrick S., Rebsdorf A., Skjelkvåle B. L., Stainton M. P., Traaen T., van Dam H., Webster K. E., Wieting J. and Wilander A., 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature*, 410, 575–578.
174. Stoddard L. J., 1994. Long-Term Changes in Watershed Retention of Nitrogen. In Environmental Chemistry of Lake and Reservoirs. Baker, L.A., Ed. Advances in Chemistry Series No. 237. Oxford University Press, New York, p. 223–284.
175. Stumm W., 1992. Chemistry of the Solid – Water Interface. Wiley, New York. Stoddard L. J., 1994. Long-Term Changes in Watershed Retention of Nitrogen. In: Baker L. A. (Eds.). Environmental Chemistry of Lake and Reservoirs. Advances in Chemistry Series No. 237. Oxford University Press, New York, p. 223–284.
176. Tamminen P. and Starr M., 1990. A Survey of forest soil properties related to soil acidification in Southern Finland. In: Kauppi P., Anttila P., Kenttämies K. (Eds.). Acidification in Finland, Springer-Verlag, Berlin, p. 237–251.
177. Terauda E., Nikodemus O., 2007. Sulphate and nitrate in precipitation and soil water in pine forests in Latvia. *Water Air Soil Pollut: Focus*, 7: 77–84.
178. Terauda E. and Nikodemus O., 2006. Element Inputs by Litterfall to the Soil in Pine Forest Ecosystems. *Environ. Bioind.*, 1 (2), 145–156.
179. Turkey H. B., 1980. Some effects of rain and acid mist on plants, with implications for acid precipitation. In: Hutchinson T. C., Havas M. (Eds.). Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. Plenum Press, New York, p. 141–150.
180. Turkey H. B., 1970. The leaching of substances from plants. *Annual Review of Plant Physiology and Molekylar*, 21: 301–321.
181. Ukonmaanaho L. and Starr M., 2002. Major nutrients and acidity: budgets and trends at four remote boreal stands in Finland during the 1990s. *Sci. Total Environ.*, 297, 21–41.
182. Ukonmaanaho L., 2001. Canopy and soil interaction with deposition in remote boreal forest ecosystems: a long-term integrated monitoring approach [dissertation]. Helsinki : University of Helsinki, p. 8–54.

183. Ukonmaanaho L., Starr M. Mannio J. and Ruoho-Airola T., 2001. Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland. *Environ. Pollut.*, 114, 63–75.
184. Ukonmaanaho L., Starr M. and Ruoho-Airola T., 1998a. Trends in sulfate, base cations and H⁺ concentrations in bulk precipitation and throughfall at integrated monitoring stations in Finland 1989–1995. *Water Air Soil Pollut.*, 105, 353–363.
185. Ukonmaanaho L., Starr M., Hirvi J.-P., Kokko A., Lahermo P., Mannio J., Paukola T., Ruoho-Airola T. and Tanskanen H., 1998b. Heavy metal concentrations in various aqueous and biotic media in Finnish Integrated Monitoring catchments. *Boreal Environ. Res.*, 3, 235–249.
186. Ulrich B., 1983. Soil acidity and its relations to acid depositions. In: Ulrich B., Pankrath J. (Eds.). Effects of accumulations of air pollutants in forest ecosystems. D. Dordrecht : Reidel Publishing Company, p.127–146.
187. Ulrich B. B. P., Harris W. F., Khanna P. K. and Mayer R., 1981. Soil Processes. In: Reichle D.E. (Eds.), Dynamic Properties of Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Inter. Biol. Programme, 23, 265–339.
188. Van Breemen N., Driscoll C. T. and Mulder J., 1984. Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature*, 307, 599–604.
189. Veltkamp A. C., and Wyers G. P., 1997. The Contribution of root-derived sulphur to sulphate in throughfall in a Douglas fir forest. *Atmos. Environ.*, 31, 1385–1391.
190. Verloo M., Kiekens L. and Cottenie A., 1973. Experimental Study of Zinc and Copper Mobility in the Soil. Meded. Faculteit Landbouwwetenschappen Rijksuniversiteit, Gent, 38, 380–388.
191. Viro P. J., 1955. Investigations in forest litter. *Commun. Inst For. Fenn.*, 45(6), 1–65.
192. Vogt K., Grier C. C. and Vogt D. J., 1986. Production, turnover and nutrient dynamics of above – and below – ground detritus of world forests. *Adv. Ecol. Res.*, 15, 303–377.
193. Weber P., Nußbaum S., Fuhrer J., Gfeller H., Schlunegger U. P., Brunold C. and Renenberg H., 1995. Uptake of atmospheric ¹⁵N₂ and its incorporation into free acids in wheat (*Triticum aestivum*). *Physiologia Plantarum*, 94, 71–77.
194. Zapletal M., 2001. Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur compounds in the Czech Republic. *Sci. World*, 1(S2), 294–303.
195. Zimka J. R. and Stachurski A., 1996. Forest decline in Karkonsze Mts. (Poland). Part II. An analysis of acidity and chemistry of atmospheric precipitation, throughfall and forest streamwaters. *Ekologia polska*, 44, 153–177.

Interneta resursi:

<http://www.meteo.lv> (skatīts 11. 2007.)

Pateicības

Promocijas darba autore izsaka pateicību Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūrai un personīgi Iraidai Luļko un Marinai Frolovai par iespējām izmantot integrālā monitoringa datus, profesoram Mārim Laiviņam par informāciju pētījumu parauglaukumu veģetācijas apzināšanā, profesoriem Mārim Kļaviņam un Guntim Brūmelim par konsultācijām darba izstrādes gaitā un Bioloģijas fakultātes darbiniekiem Lūcijai Lapiņai un Guntim Taboram par palīdzību, paraugu ķīmisko analīžu veikšanā.

Publikācijas

|

**Sulphate and Nitrate
in Precipitation and Soil Water
in Pine Forests in Latvia**



Acid Rain - Deposition to Recovery

Edited by

PETER BRIMBLECOMBE
*University of East Anglia,
Norwich, UK*

HIROSHI HARA
*Tokyo University of Agriculture and Technology,
Tokyo, Japan*

DANIEL HOULE
*Saint-Lawrence Centre, Montreal, Environment Canada;
Forest Division, Quebec Ministry of Natural Resources and Wildlife,
Quebec, Canada*

and

MARTIN NOVAK
*Czech Geological Survey,
Prague, Czech Republic*

Reprinted from *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, Volume 7, Issues 1-3, 2007

 Springer

A C.I.P. Catalogue record for this book is available from the Library of Congress.

ISBN:978-1-4020-5884-4 (HB)
ISBN:978-1-4020-5885-1 (e-book)

Published by Springer,
P.O. Box 17, 3300 AA Dordrecht, The Netherlands.

www.springer.com

Printed on acid-free paper

Cover image: Frozen Trnavka River by Tomáš Paces (reproduced with permission)

All Rights Reserved
© 2007 Springer

No part of this work may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, microfilming, recording or otherwise, without written permission from the Publisher, with the exception of any material supplied specifically for the purpose of being entered and executed on a computer system, for exclusive use by the purchaser of the work.

Sulphate and Nitrate in Precipitation and Soil Water in Pine Forests in Latvia

E. Terauda · O. Nikodemus

Received: 12 June 2005 / Accepted: 23 June 2006 / Published online: 9 January 2007
© Springer Science + Business Media B.V. 2007

Abstract The $\text{SO}_4\text{-S}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations and pH in bulk precipitation, throughfall, stemflow and soil water for the 1994–2004 period were studied in pine forests in Latvia (Rucava and Taurene Integrated Monitoring stations). The $\text{SO}_4\text{-S}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations decreased over the study period, simultaneously with a decrease of acidity in precipitation. The changes were more evident in the western part of Latvia, probably due to declining long-range air pollution from West Europe. The trend of decreasing sulphate concentrations and increasing pH in precipitation were not followed by respective changes in soil water. In the upper soil horizon sulphate ion concentrations and acidity increased in soil water. Over the observation period, nitrate concentrations also showed an increasing trend in soil water at Rucava and Taurene, but these changes were not statistically significant.

Keywords bulk precipitation · nitrate · pine forest · soil water · stemflow · sulphate · throughfall

1 Introduction

Many environmental pollutants (particularly S and N compounds) can affect functioning of forest ecosys-

tems (Luttermann & Freedman, 2000). The availability of N compounds controls many aspects of biogeochemical processes and exerts a strong influence on net primary production in terrestrial ecosystems (Schachtschabel, Blume, Brümmner, Hartge, & Schwertmann, 1989). Deposition of N and S can cause soil acidification, leading to leaching of base cations and aluminium from the soil (Stoddard et al., 1999) and increased movement of nitrogen compounds and base cations into surface waters (Beier, Eckersten, & Gundersen, 2001). It has been proposed that more forest ecosystems will reach the stage of nitrogen saturation and that nitrogen leaching from soil may increase (Eichhorn, Haussmann, Paar, Reinds, & Vries, 2001).

Forest canopies capture aerosol – gaseous forms of elements, supplementing the element pool received by the ecosystems from the atmosphere (Bytnerowicz & Fen, 1996; Lee, Dollard, Derwent, & Pepler, 1999). Tree canopies can absorb nitrogen from the atmosphere, and this process relates to both ammonium and nitrate ions (Stachurski & Zimka, 2000). Considerable changes occur in element concentrations as precipitation water passes through tree canopies. Concentrations of chemical substances in bulk precipitation, throughfall and stemflow differ disparately (Ukonmaanaho, 2001).

Up to now, studies on the concentrations and deposition of pollutants from the atmosphere and their possible impact on the forest ecosystems in Latvia have relied mainly on data regarding the chemical composition

E. Terauda (✉) · O. Nikodemus
Faculty of Geography and Earth Sciences,
University of Latvia, 19 Rainis Blvd., Riga 1586, Latvia
e-mail: evija.terauda@lu.lv

of bulk precipitation (Laivins, Luiko, & Frolova, 1996). More recently, investigations of quantitative and qualitative indices of water flow in forest ecosystems in Latvia can provide new information about pollutant transformations in the forest canopy and soil buffer capacity, and chemical element outputs from forest soil. This is especially important for forests in the boreo-nemoral zone, where these types of studies are few. In this paper, we present data on $\text{SO}_4\text{-S}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations in bulk precipitation as it passes through the canopy and soil humus layer of a coniferous stand. The objectives of the study were: (1) to present the changes and time trends of $\text{SO}_4\text{-S}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations and pH in bulk precipitation (BP), throughfall (TF), stemflow (SF) and soil water (SW) at two ICP-IM stations in Latvia during the period 1994–2004; (2) to evaluate differences between the concentrations in BP, TF, SF and SW; (3) to assess relationships between sulphate and nitrate concentrations in SW and precipitations.

2 Materials and Methods

For this study, data from the Integrated Monitoring (IM) network were used, which in Latvia includes the Latvian Environment, Geology and Meteorology Agency in cooperation with the University of Latvia.

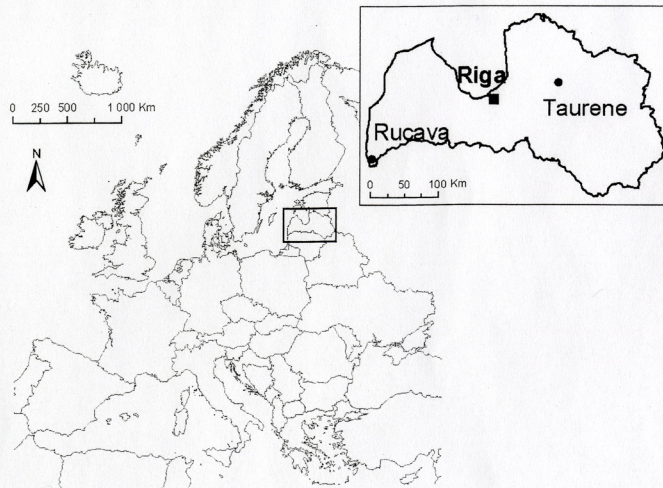
2.1 Study Area

Two Integrated Monitoring (IM) stations, in Rucava and Taurene, have been established in Latvia. These stations are located in two different natural regions: the Coastal Lowland and central part of Latvia on the Vidzeme Upland (Fig. 1). Each station is situated in forested and undisturbed areas. The dominant tree species in the Rucava stand is Scots pine (*Pinus sylvestris*). The Taurene stand is a mixture of Scots pine, Norway spruce (*Picea abies*), and birch (*Betula pendula*). The canopy coverage in the Rucava stand is 85% but in the Taurene stand 70%. The soil type at both locations is Haplic podzol on sand parental soil.

2.2 Sample Collection and Analysis

The sampling procedures and methods followed the standards of the Integrated Monitoring Manual (Manual for Integrated Monitoring, 1998). Three bulk precipitation (BP) collectors (NILU type) were placed in an open area at a height of 120 cm and such that the nearest trees did not shadow the collectors. They remained open constantly, even when there was no precipitation. During winter, buckets were used for snow sampling. Throughfall (TF) was collected with seven funnel-type collectors in summer and with

Fig. 1 Location of the study sites



buckets in winter. The BP and TF collection bottles were covered with aluminium foil to keep the samples cool and dark. Stemflow (SF) water was collected at each IM station from the dominant species – Scots pine. Spiral type collectors were installed around 10 trees per site. The BP was collected once every 10 days, TF and SF were collected every 15 days. Collection of SF was performed only during the snow-free period. The samples were composited once a month for an average sample.

Soil water (SW) was collected using two humus (cylinder) type lysimeters, which were installed at a 10-cm depth to collect water, filtered through the O horizon. The soil water was pumped out at the end of each month, but in spring immediately after soil thaw.

Chemical analyses were performed for pooled monthly samples. The samples were stored in dark and cool (+4°C) conditions until analysis. Before analysis TF and SF samples were filtered using Schleicher & Schuell 589² filter paper. The pH was determined by potentiometric method immediately after sampling and the SO₄-S and NO₃-N levels by ion chromatography (Manual for Integrated Monitoring, 1998).

2.3 Data Handling and Statistical Analysis

Annual precipitation-weighted mean concentrations were calculated for each site. Annual deposition values were calculated by multiplying the concentration from collected samples by the corresponding amount of precipitation (in mm).

The pH values were converted to H⁺ before calculation of the mean pH value. Because of a non-normal distribution, non-parametric statistics were used: Mann–Kendall test for detecting trends in the time series, Paired-Samples *T*-test for testing differences between mean annual concentrations in BD, TF, SF and SW, Mann–Whitney *U* test for testing differences between IM plots. A significance level of *p* < 0.05 has been chosen to represent a statistically significant difference between data sets.

3 Results and Discussion

The amount of precipitation during the study period varied from 395.5 to 973.8 mm at Rucava, and from 470.6 to 801.3 mm at Taurene (Table 1). Sulphate and nitrate in the atmosphere can have significant impact on the pH of precipitation. The mean annual pH of BP within the study period varied from 4.5 (±0.89) in 1996 to 5.9 (±0.79) in 2004 at Rucava IM site and from 4.8 (±1.02) in 1997 to 5.8 (±0.66) in 2002 at Taurene IM site. Although there is no explicit tendency growth of precipitation pH per years, the positive linear trend for pH was statistically significant (*p* < 0.05) at both stations during 1994–2004 (Fig. 2). Similarly, pH significantly increased also in TF. The mean annual pH of TF at Rucava increased from 4.4 (±0.42) to 5.4 (±0.81), but at Taurene from 4.5 (±0.5) to 5.8 (±0.67). The mean annual pH in SF at both monitoring stations was significantly lower than in BP and TF (Fig. 3). Throughfall and stemflow of coniferous forests usually have a lower pH than bulk precipitation. This represents an increase in free acidity under coniferous canopy. Therefore, acid interception by the conifer canopy is higher than dry deposited basic compounds or buffering capacity (Pajuste, 2004). As the water flows through the canopy and along the stem, it absorbs solutes and dry deposition captured by the surface of the needles and bark (Parker, 1983). Stemflow average pH parameters in Rucava per years varied from 3.9 (±0.19) to 4.2 (±0.27), but in Taurene from 3.8 (±0.1) to 4.4 (±0.72).

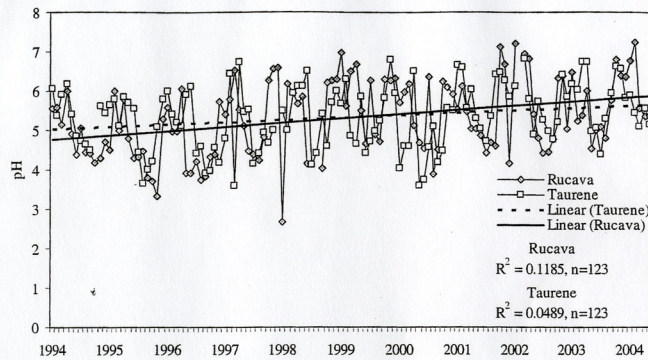
The increase of precipitation pH value in recent years in BP and TF has been explained by a greater decrease in acidic anion concentrations (Moffat, Kvaalen, Solberg, & Clarke, 2002).

At IM stations in Latvia the SO₄-S ion concentrations in both BP and TF and SF showed a significant negative linear trend (Fig. 4). The weighted annual mean SO₄-S ion concentrations in BP at Rucava changed from 2.54 (±1.38) in 1997 to 0.52

Table 1 The annual precipitation (mm) amount at the Rucava (R IM) and Taurene (T IM) Integrated Monitoring stations 1994–2004

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
R IM	490.5	631.5	395.5	468.7	973.8	527.7	639.9	846.1	765.3	794.6	586.2
T IM	518.0	666.3	480.4	506.5	727.9	470.6	756.0	693.8	644.2	716.3	801.3

Fig. 2 pH changes in bulk precipitation at the Rucava and Taurene IM stations



(± 0.28) mg/l in 2000, in TF from 4.43 (± 2.39) in 1997 to 0.89 (± 0.56) mg/l in 2000 and in SF from 9.79 (± 3.56) in 1997 to 2.45 (± 1.14) mg/l in 1998, but at Taurene, respectively, from 1.84 (± 1.4) in 1997 to 0.4 (± 0.12) mg/l in 2004, from 2.47 (± 1.76) in 1997 to 0.56 (± 0.22) mg/l in 2004 and from 6.95 (± 2.17) in 1995 to 0.98 (± 0.61) mg/l in 2002. More significant decrease in SO_4-S concentrations and acid precipitation were observed in Rucava compared to Taurene and this could be related to a declining impact of long-range transboundary air pollution in Latvia.

The concentrations of SO_4-S in Taurene and Rucava increased in the order: BP<TF<SF. Sulphate concentrations in TF and SF were significantly higher than those in BP (Table 2).

Because SO_4^{2-} shows little interaction with canopies (Bredemeier, 1988; Lindberg, Lovett, Richter, & Johnson, 1986), the SO_4^{2-} enrichment of throughfall and stemflow is primarily the result of wash-off of

accumulated dry deposition (Lindberg & Lovett, 1992). The very high sulphate concentration in BP, TF and SF at Rucava and Taurene in 1997 was related with a relatively dry year in 1996 (Table 1) and increased dry element deposition and accumulation on pine needles, branches and stems.

The mean annual deposition of SO_4-S through BP and TF is presented in Table 3. Stemflow, particularly in coniferous forests, has little importance on contribution to ion fluxes at the stand scale but is important at the scale of individual trees (Gower, Rowell, Nortcliff, & Wild, 1995; Ukonmaanaho, 2001). The SF volumes were very small, representing only 0.3% in Rucava and 0.4% in Taurene of the rainfall, and therefore it is not considered further in deposition calculations. Although greater SO_4-S deposition through BP and TF were observed in Rucava compared to Taurene, the observed changes between the IM stations were not statistically significant and the differences between BP and TF were not substantial.

The deposition of SO_4-S derived from BP and TF did not change during the monitoring period. The only statistically significant decreasing trend was estimated for SO_4-S deposition in BP at Taurene, where the annual mean SO_4-S of precipitation dropped from 9.32 to 3.2 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$. The highest deposition of SO_4-S through BP in IM stations 10.61 (± 1.82) $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ was observed in 1997, but the lowest 3.4 (± 0.3) $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ in 2004. The respective values through TF were 15.91 (± 8.1) $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ in 1997 and 4.5 (± 1.03) $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ in 2004.

During our observation period, the concentrations of nitrate ions in precipitation both in Rucava and in

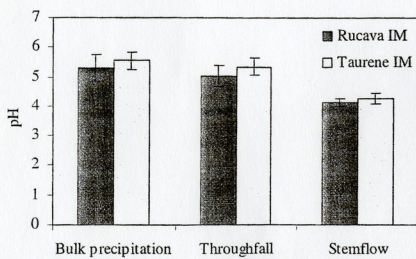
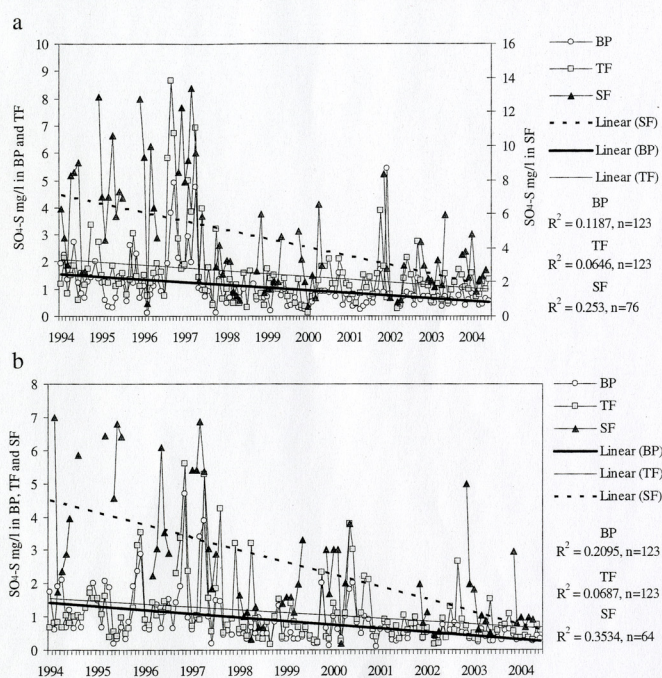


Fig. 3 Annual mean pH (\pm standard deviation) of bulk precipitation, throughfall and stemflow at the Rucava and Taurene IM stations during 1994–2004

Fig. 4 $\text{SO}_4\text{-S}$ concentrations in bulk precipitation (BP), throughfall (TF) and stemflow (SF) at the Rucava (a) and Taurene (b) IM stations



Taurene IM stations showed decreasing trends (Fig. 5). However, compared to changes in $\text{SO}_4\text{-S}$ concentration, where the decrease was statistically significant, the decline in $\text{NO}_3\text{-N}$ in neither studied types of precipitation was considerable, except in stemflow at Rucava.

Nitrate concentrations in TF and SF were significantly higher than in BP at Rucava station but the differences at Taurene station were not statistically significant (Table 2). Results showed that in boreo-nemoral forests in Latvia the mean concentrations of $\text{NO}_3\text{-N}$ in water

Table 2 Mean (volume-weighted) annual concentration (\pm standard deviation) from monthly data in bulk precipitation (BP), throughfall (TF), stemflow (SF) and soil water (SW) under O horizon during 1994–2004

	$\text{SO}_4\text{-S}$ (mg/l)		$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	
Rucava				
BP	1.00 \pm 0.56	a	0.67 \pm 0.22	b
TF	1.55 \pm 0.98	b	0.87 \pm 0.17	c
SF	4.63 \pm 2.44	c	3.87 \pm 3.19	d
SW	5.54 \pm 1.35	cd	0.07 \pm 0.05	a
Taurene				
BP	0.84 \pm 0.47	a	0.45 \pm 0.13	b
TF	1.12 \pm 0.54	b	0.56 \pm 0.19	bc
SF	3.07 \pm 2.16	c	0.76 \pm 0.76	bcd
SW	5.04 \pm 1.8	cd	0.04 \pm 0.02	a

For each ion values followed by the same letter do not significantly ($p < 0.05$) differ from each other

Table 3 Comparison between mean (\pm standard deviation) deposition of ions through bulk precipitation (BP) and throughfall (TF) for the Rucava and Taurene IM stations during 1994–2004

	Rucava IM	Taurene IM	U test
SO ₄ -S (kg ha ⁻¹ year ⁻¹)			
BP	6.33 \pm 2.57	5.07 \pm 2.21	n.s
TF	7.93 \pm 4.86	5.73 \pm 2.2	n.s
NO ₃ -N (kg ha ⁻¹ year ⁻¹)			
BP	4.41 \pm 1.65	2.21 \pm 0.92	*
TF	4.38 \pm 1.08	2.91 \pm 1.1	*

*= p <0.05; n.s.=not significant

types did not follow the order BP>TF>SF as it was found in other studies. Such a pattern is typical in boreal forest ecosystems and is explained by a shortage of available nitrogen (Ukonmaanaho, 2001). The deposition fluxes of nitrate were significantly greater

in Rucava compared to Taurene (Table 3) but the differences between BP and TF were not statistically significant.

Precipitation intensity and chemical composition impact soil water chemical composition collected

Fig. 5 NO₃-N concentrations in bulk precipitation (BP), throughfall (TF) and stemflow (SF) at the Rucava (a) and Taurene (b) IM stations

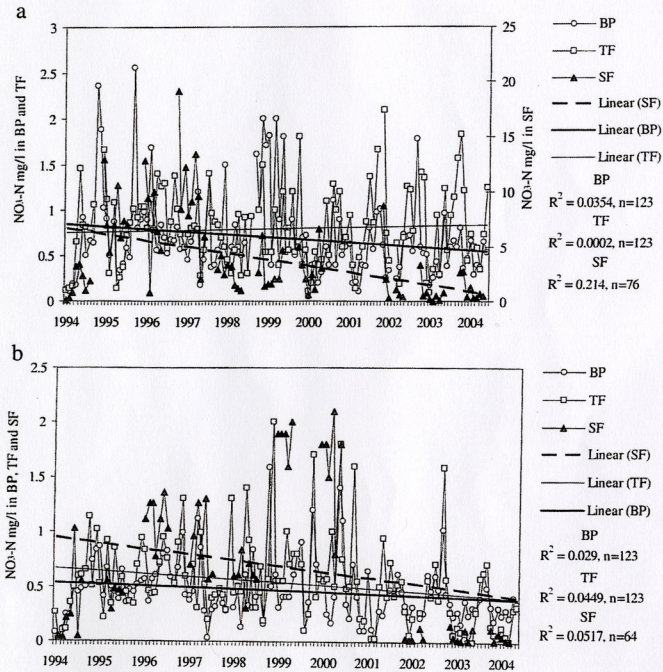
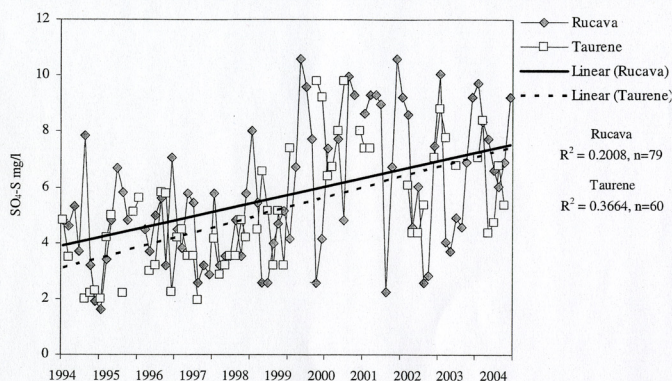


Fig. 6 $\text{SO}_4\text{-S}$ concentrations in soil water in upper soil horizon (10-cm) at the Rucava and Taurene IM stations



below the soil organic layer (10 cm depth), which reacts most quickly to changes in precipitation chemical composition.

The annual mean pH values of SW did not change significantly at Rucava and at Taurene during the monitoring period. This does not agree with the precipitation results, which showed in recent years a considerable increase of pH. That indicates that the sum of anthropogenic and natural acid inputs is still too high to be buffered in the soil (Moffat et al., 2002). Sulphate concentrations in SW were significantly higher compared to BP and TF (Table 2). This enrichment is due to ion leaching from the organic layer, which is related to litterfall, ion exchange reactions, dissolution and weathering processes in the soil, and to the concentration effect of evaporation (Ukonmaanaho & Starr, 2002).

Both at the Rucava, and the Taurene IM stations, $\text{SO}_4\text{-S}$ concentrations in SW significantly increased (Fig. 6).

This does not coincide with the pattern of changes in $\text{SO}_4\text{-S}$ concentration in precipitation (Fig. 4). Therefore it is evident that there is no direct relationship between $\text{SO}_4\text{-S}$ in precipitation and in soil water, as reported in other studies carried out in boreal forests (Moffat et al., 2002). In the largest part of Central European forests sulphur leaching from soil is greater than is deposited from the atmosphere, which within the last decade has decreased. This indicates that soil, under changing environmental conditions, is releasing sulphur stored in the soil in previous episodes of higher sulphate input (Intensive

Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report, 2001). Similarly to $\text{SO}_4\text{-S}$, the $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations during the observation period in SW at Rucava and Taurene showed a decreasing tendency but this was not statistically significant.

4 Conclusion

Trend analyses indicated that the concentrations of $\text{SO}_4\text{-S}$ in precipitation in Latvian pine forests has markedly declined from 1994–2004. During the same time, a decrease in precipitation acidity was observed. The largest changes were observed in the western part of Latvia, and reflect a decrease of long-range transboundary air pollution impact from Western Europe. The deposition of $\text{SO}_4\text{-S}$ derived from BP and TF did not change during the monitoring period. The only statistically significant decreasing trend was found for $\text{SO}_4\text{-S}$ deposition in BP at Taurene. Similarly, also the $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations in precipitation and deposition did not show significant linear trends.

The trend of decreasing $\text{SO}_4\text{-S}$ concentrations and increasing pH in precipitation were not followed by similar changes in soil water. On the contrary, $\text{SO}_4\text{-S}$ concentrations increased and water acidity did not change in SW.

Mean concentrations of $\text{SO}_4\text{-S}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ increased in the order: BP<TF<SF. This trend in enrichment in throughfall and stemflow is related to wash-off of accumulated dry deposition on surfaces of needles and bark.

The study showed that in pine forests of Latvia in some cases precipitation and soil water chemical composition formation differs from that reported for boreal forests in Scandinavia. This suggests that generalization the impact of environmental pollution on boreal forests extrapolating to the boreo-nemoral forests of Latvia should be done with caution.

Acknowledgements The work was financially supported by the European Union Structural Fund and Latvian Environment, Geology and Meteorology Agency. The authors wish to thank Professor G. Brumelis for his help in preparing the English version of the manuscript. We also thank two anonymous reviewers for their valuable comments.

References

- Beier, C., Eckersten, H., & Gundersen, P. (2001). Nitrogen cycling in a Norway Spruce Plantation in Denmark – A SOILN model application including organic N uptake. *The Scientific World*, 1(S2), 394–406.
- Bredemeier, M. (1988). Forest canopy transformations of atmospheric deposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 40, 121–138.
- Bytnerowicz, A., & Fen, M. E. (1996). Nitrogen deposition in California forests: A review. *Environmental Pollution*, 92, 127–146.
- Eichhorn, J., Haussmann, T., Paar, U., Reinds, G. J., & Vries, W. (2001). Assessment of impacts of nitrogen deposition on beech forests: Results from the Pan-European Intensive Monitoring Programme. *The Scientific World*, 1(S2), 423–432.
- Gower, C., Rowell, D. L., Nortcliff, S., & Wild, A. (1995). Soil acidification: Comparison of acid deposition from the atmosphere with inputs from the litter/soil organic layer. *Geoderma*, 66, 85–98.
- Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report. (2001). Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute. The Netherlands.
- Laivins, M., Lulko, I., & Frolova, M. (1996). Dynamics of precipitation chemical content in Rucava' (In Latvian). *Mežzinātne*, 6(39), 57–66.
- Lee, D. S., Dollard, G. J., Derwent, R. G., & Pepler, S. (1999). Observation on gaseous and aerosol components of atmosphere and their relationships. *Water, Air and Soil Pollution*, 113, 175–202.
- Lindberg, S. E., & Lovett, G. M. (1992). Deposition and forest canopy interactions of airborne sulphur: Results from the integrated forest study. *Atmospheric Environment*, 26A(8), 1477–1492.
- Lindberg, S. E., Lovett, G. M., Richter, D. D., & Johnson, D. W. (1986). Atmospheric depositions and canopy interactions of major ions in a forest. *Science*, 231, 141–145.
- Luttermann, A., & Freedman, B. (2000). Risks to forests in heavily polluted regions. In J. L. Innes & J. Oleksyn (Ed.), *Forest dynamics in heavily polluted regions* (pp. 9–26). Report no. 1 of the IUFRO Task Force on Environmental Change. CAB International, UK.
- Manual for Integrated Monitoring (1998). UN ECE convention on long-range transboundary air pollution. International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. – Finnish Environment Institute, Impacts Research Division, Helsinki.
- Moffat, A. J., Kvaalen, H., Solberg, S., & Clarke, N. (2002). Temporal trends in throughfall and soil water chemistry at three Norwegian forests, 1986–1997. *Forest Ecology and Management*, 168, 15–28.
- Pajuste, K. (2004). Deposition and transformation of air pollutants in coniferous forests. PhD. Thesis, University of Tartu, Estonia, pp. 24–43.
- Parker, G. G. (1983). Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. *Advances in Ecological Research*, 13, 57–133.
- Schachtschabel, P., Blume, H., Brümmer, G., Hartge, H., & Schwertmann, U. (1989). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Stuttgart: Enke Verlag, p. 491.
- Stachurski, A., & Zimka, J. R. (2000). Atmospheric input of elements to forest ecosystems: A method of estimation using artificial foliage placed above rain collectors. *Environmental Pollution*, 110, 345–356.
- Stoddard, J. L., Jeffries, D. S., Lukewille, A., Clair, T. A., Dillon, P. J., Driscoll, C. T., et al. (1999). Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature*, 410, 575–578.
- Ukonmaanaho, L. (2001). Canopy and soil interaction with deposition in remote boreal forest ecosystems: A long-term integrated monitoring approach. PhD Thesis, University of Helsinki, Helsinki, pp. 31–52.
- Ukonmaanaho, L., & Starr, M. (2002). Major nutrients and acidity: Budgets and trends at four remote boreal stands in Finland during the 1990s. *Science of the Total Environment*, 297, 21–41.



Element Inputs by Litterfall to the Soil in Pine Forest Ecosystems



Element Inputs by Litterfall to the Soil in Pine Forest Ecosystems

EVIJA TERAUDA AND OLGERTS NIKODEMUS

Faculty of Geography and Earth Sciences, University of Latvia, Riga, Latvia

Within the framework of the litterfall chemistry subprogram of the integrated monitoring program, litterfall was collected, and the concentrations of Ca, Mg, K, Pb, and Zn were measured during 1999–2003 at the Taurene and Rucava monitoring stations in Latvia. The results showed that at Rucava there was higher production of litterfall than at Taurene due to a higher tree density. The mean annual litterfall was 3630.42 kg ha⁻¹ in Rucava and 3022.11 kg ha⁻¹ in Taurene, with maximum production in autumn at both sites. The litterfall production among the catchments varied seasonally because length of growing period, composition of tree species, and density of snow cover. The higher Ca, Mg, and K concentrations in Taurene were due to greater birch litter contributions and soil chemical properties. The higher Pb and Zn concentrations in the Rucava IM catchment can be explained by the influence of long distance transboundary air pollution and local sources. The chemical element concentrations showed seasonal variation during the study period. The lowest concentration of Ca was observed in spring and the highest in autumn. Concentrations of Mg and K began to increase in the litterfall in spring and then fell dramatically in October and winter. Higher concentrations Zn and Pb were observed in autumn and spring.

Keywords litterfall, pine forest, boreo-nemoral zone, nutrients, heavy metals

Forest litterfall accumulation and chemical composition affect the amount of nutrients in soil (Prescott 2002) as well as turnover of pollutants in ecosystems. Knowledge of the nutrient flows is required to assess the functional state of the forests (Robert et al. 1996). The main source of litterfall is the tree canopy (Vogt et al. 1986; Ukonmaanaho and Starr 2001). In the forest ecosystem, the chemical composition of needles and leaves forms when the plants are taking up nutrients and pollutants with plant roots from the soil and pollution from the atmosphere through stomata (Staaf and Berg 1981; Gjengedal and Steinnes 1990). Elements (mostly in dust) can also adsorb on the leaf and needle surface, from which they are washed off with rainfall and replaced with other elements (Reimann et al. 2001). The chemical composition of tree foliage depends on the tree species and growth conditions (Bergmann 1988; Binkley 1996; Rothe 1997; Augusto et al. 2000). Atmospheric pollutants also affect the content of heavy metals and other substances in needles and leaves. Increased levels of heavy metals in the environment affect the litterfall decomposition rate and therefore also nutrient cycling (Doelman 1985; Bååth 1989; Fritze et al. 1997; Giller et al. 1998; Pennanen 2001).

Litterfall production and chemical content as well as the decomposition rate depend on many factors, including climatic factors. At present, relatively few studies on litterfall and

Received 4 January 2006; accepted 21 March 2006.

Address correspondence to Evija Terauda, Department of Geography and Earth Sciences, University of Latvia, 19 Rainis Blvd., Riga, LV 1586, Latvia. E-mail: evija.terauda@lu.lv

chemistry have been conducted in the boreo-nemoral zone, which is characterized by high amounts of precipitation, warm winters, and cool summers (Krauklis and Zarina 2002).

Materials and Methods

Description of Site

Two integrated monitoring (IM) stations, in Rucava and Taurene, have been established in Latvia. These stations are located in two different natural regions: the Coastal Lowland and central part of Latvia on the Vidzeme Upland (Figure 1). The proximity of the sea moderates the climatic conditions on the Coastal Lowland compared with the Vidzeme Upland. The Rucava catchment receives higher loads of long-distance transboundary air pollution arriving from Central and Western Europe. The Taurene catchment reflects emitted pollution effects on forest ecosystems that originate from Latvia (Brumelis et al. 1997). The observations both in Rucava and Taurene are carried out in mature pine forests. The dominant tree species in the Rucava stand is Scots pine (*Pinus sylvestris*). The Taurene stand is a mixture of Scots pine, Norway spruce (*Picea abies*), and birch (*Betula pendula*). The canopy coverage in the Rucava stand is 85% but in the Taurene stand is 70%. The soil type in both stations is a Haplic podzol on sand parental soil.

Sampling and Chemical Analyses

The sampling and chemical analyses follow guidelines given in the Integrated Monitoring Manual (Manual for Integrated Monitoring 1998). Procedures are briefly described below.

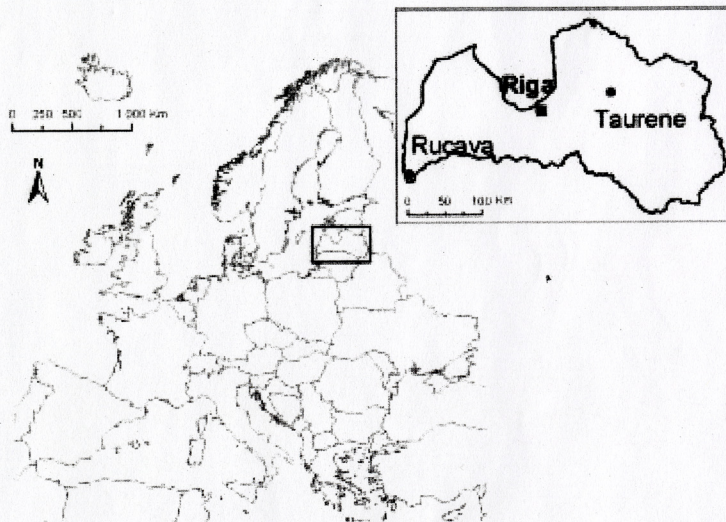


Figure 1. Study site.

Litterfall

Ten litterfall collectors (1 m²) were located in the Taurene and Rucava catchments. Litterfall samples were collected in the last days of each month. Samples before analysis were sorted in fractions (needles, twigs, bark, cones, and leaves), dried at 40°C until constant weight, weighed, and milled with a laboratory mill. Biogenic elements (Ca, Mg, K; 1 M BaCl₂ extract) and heavy metals (Pb and Zn; HNO₃ and HClO₄ mixture [4:1] extract) were determined by atomic absorption spectrometry for mean samples of each month.

Needles

The needles were collected in October of each year from eight pines (*Pinus sylvestris*) at the canopy edges. In the laboratory, annual growth needles were separated from the pine branches. The needles for each year of age were dried and analyzed similarly to litterfall samples.

Soil

The soil samples were collected from 40 × 40 m sampling plots, which were divided into 10 × 10 m subplots, further divided into 1 × 1 m subplots. The soil sample was taken from one 1 × 1 m subplots. Soils were sampled at different depths: organic layers (O horizon), 0–5 cm, 10–20 cm, 20–40 cm, 40–60 cm, 60–80 cm. Exchangeable Ca, K, and Mg were determined with atomic absorption spectrometry (0.1 mol/L barium chloride solution). Pb and Zn were determined by atomic absorption spectrometry (aqua regia solution).

Statistical Analysis

For statistical analysis, weighted yearly and seasonal litterfall values were used. Because of non-normal distribution of data, the nonparametric statistic Mann-Whitney U-test was used.

Results

Litterfall Production

The total annual litterfall ranged between 2742 and 3192 kg ha⁻¹ in Taurene and between 3223 and 3947 kg ha⁻¹ in Rucava over the 5-year study (1999–2003) (Figure 2). The mean annual amount of litterfall was 3022.1 ± 168.7 kg ha⁻¹ in Taurene and 3630.4 ± 278.5 kg ha⁻¹ in Rucava. The annual minimum and maximum litterfall production differed over the years.

The mean seasonal litterfall production over the year is presented in Figure 3. In spring and beginning of summer the mean amount of litterfall was 289 ± 2.7 kg ha⁻¹ in the Taurene IM catchment and 179.7 ± 58.9 kg ha⁻¹ in the Rucava IM catchment. In autumn, however, greater litterfall production was observed in Rucava than in Taurene. Maximum litterfall production was found in October at the Rucava site (mean 1162.6 ± 355.2 kg ha⁻¹) but in September at Taurene site (mean 716.42 ± 246.4 kg ha⁻¹). In winter months, slightly higher litterfall production was found in the Taurene IM catchment (mean 798.95 ± 275.2 kg ha⁻¹).

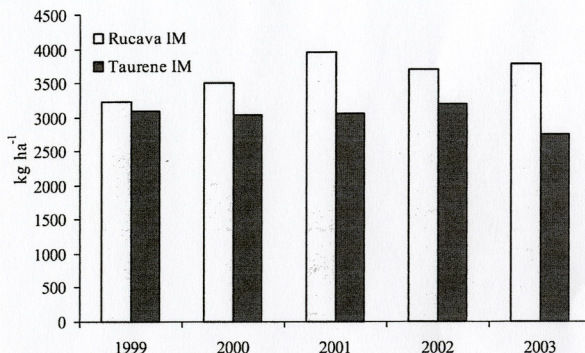


Figure 2. Mean annual production of litterfall in the Rucava and Taurene Integrated Monitoring Catchments.

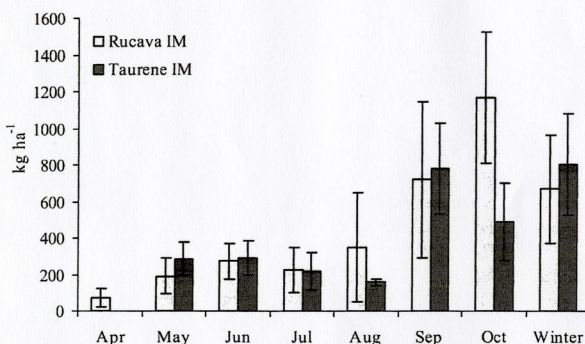


Figure 3. Seasonal variation of litterfall production (\pm SD) during the year in the Rucava and Taurene Integrated Monitoring Catchments.

Chemical Content

Litterfall. The mean Ca concentration was 4.65 ± 1.57 g/kg, Mg 0.69 ± 0.1 g/kg, and K 1.12 ± 0.17 g/kg in the Taurene IM catchment, compared to 4.47 ± 1.69 g/kg, 0.51 ± 0.1 g/kg and 1.11 ± 0.25 g/kg, respectively, in the Rucava IM catchment. However, heavy metal concentrations were significantly higher in litterfall in the Rucava IM catchment (Table 1). The mean annual input of elements is presented in Table 2. Although the mean concentration of biogenic elements in litterfall was greater in Taurene, the input of Ca and K (but not Mg) to the soil was slightly higher in Rucava. The input of heavy metals via litterfall also was significantly higher in Rucava.

Nutrient concentrations varied seasonally during the year (Figure 4). The Ca concentration in the litterfall was the lowest in spring (mean 2.35 ± 1.09 g/kg in Rucava and

Table 1
Mean annual element concentrations (\pm SD) in litterfall for the 5-year study (1999–2003)

	Taurene	Rucava	<i>U</i> -test
Ca g/kg	4.65 \pm 1.57	4.47 \pm 1.68	n.s.
Mg g/kg	0.69 \pm 0.1	0.51 \pm 0.1	*
K g/kg	1.12 \pm 0.17	1.11 \pm 0.25	n.s.
Zn mg/kg	50.16 \pm 4.2	61.54 \pm 5.2	*
Pb mg/kg	4.18 \pm 1.3	7.59 \pm 3.5	*

* P < 0.05; n.s. not significant.

Table 2
Mean annual input (\pm SD) of elements analyzed in litterfall

	Taurene	Rucava	<i>U</i> -test
Ca kg ha ⁻¹	13.41 \pm 4.28	15.75 \pm 6.56	n.s.
Mg kg ha ⁻¹	2.04 \pm 0.29	1.8 \pm 0.39	n.s.
K kg ha ⁻¹	3.31 \pm 0.49	3.89 \pm 0.99	n.s.
Zn kg ha ⁻¹	0.14 \pm 0.02	0.21 \pm 0.04	*
Pb kg ha ⁻¹	0.01 \pm 0.006	0.02 \pm 0.01	*

* P < 0.05; n.s. = not significant.

3.12 \pm 0.95 g/kg in Taurene) and the highest in autumn (mean 4.32 \pm 1.21 g/kg in Rucava and 4.59 \pm 0.95 g/kg in Taurene) when maximum litterfall production was observed. A similar tendency was observed also for Mg. The K concentration, however, began to increase in the litterfall in spring (1.09 \pm 0.22 g/kg in Rucava and 0.98 \pm 0.21 g/kg in Taurene) and then fell dramatically in autumn and winter (0.72 \pm 0.27 g/kg in Rucava and 0.76 \pm 0.24 g/kg in Taurene). Little seasonal change was observed in heavy metal concentrations in the litterfall (Figure 4). The Zn concentration increased in autumn and winter (51.23 \pm 18.03 mg/kg in Rucava and 38.63 \pm 6.81 mg/kg in Taurene), and the Pb concentration in winter and early spring (6.71 \pm 3.84 mg/kg in Rucava and 2.49 \pm 0.73 mg/kg in Taurene). The differences between seasons were statistically significant for Ca, K, and Pb in Rucava and for Ca, K, and Zn in Taurene.

Needles. The changes of element concentrations in needles are presented in Figure 5. The Ca concentration in the older needles (C + 2) was considerably greater (mean 4.37 \pm 2.36 g/kg in Rucava and 3.73 \pm 2.98 g/kg in Taurene) than in the younger needles (C) (mean 2.58 \pm 1.89 g/kg in Rucava and 1.5 \pm 1.45 g/kg in Taurene). The overall Ca concentration in the needles was greater in the Rucava than in the Taurene IM catchment. The Mg concentration did not change substantially with needle age. The results also did not show significant changes between Mg concentration in the needles at Rucava and Taurene. The K concentration was greater in the youngest needles (mean 5.83 \pm 1.23 g/kg in Rucava and 5.24 \pm 0.63 g/kg in Taurene) due to greater biological vitality and then decreased in older needles (mean 4.83 \pm 0.55 g/kg in Rucava and 4.49 \pm 0.41 g/kg in Taurene). The amount of K in needles was greater at Rucava than at Taurene.

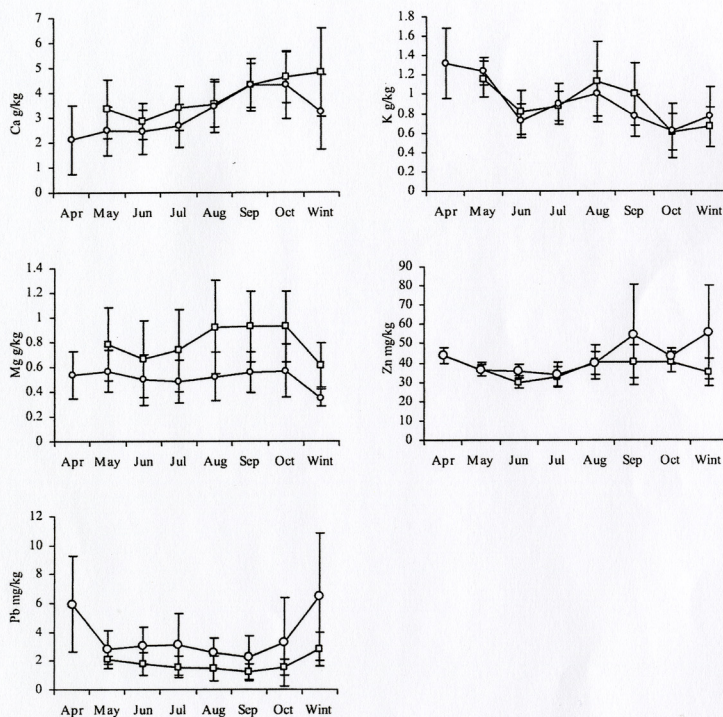


Figure 4. Mean (\pm SD) monthly element concentrations in litterfall for the 5-year study (1999–2003) for Rucava (-○-) and Taurene(-□-).

The Zn content in needles was higher in the Rucava IM catchment due to the effect of transboundary air pollution. The Zn concentration did not change in relation to needle age. The Pb concentration in needles increased with needle age in Rucava but not in Taurene. Although environmental monitoring showed higher Pb deposition in Rucava, this was not apparent in Pb concentrations in needles. The statistical analysis showed that differences between needle age and IM stations were significant only for Ca.

Soil. Soil chemistry is determined by the soil parent material and patterns of atmospheric deposition. In Rucava, the soil formed on Baltic Ice Lake sediments and in Taurene on glacial sand sediments. As a result of different soil genesis, the concentrations of the exchangeable Ca, Mg, and K in the upper soil (O horizons and 0 to 40-cm mineral horizons) were higher in Rucava. In deeper soil horizons (60–80 cm), higher Ca, Mg, and K concentrations were observed in the Taurene IM catchment (Table 3). Because of the higher deposition of pollutants, Zn and Pb concentrations in all soil horizons were higher in Rucava.

Table 3
Element concentrations in soil at Rucava and Taurene

Depth (cm)	Ca mg/kg		Mg mg/kg		K mg/kg		Pb mg/kg		Zn mg/kg	
	Rucava	Taurene	Rucava	Taurene	Rucava	Taurene	Rucava	Taurene	Rucava	Taurene
0	2734	1694	288	203	454	235	56.6	36	60.1	29.6
0-5	208	67.5	18.1	9.91	34.6	29.3	20.1	9.0	8.7	4.55
5-10	57.1	28.4	6.91	5.21	19.16	14.14	8.2	7.9	5.21	5.76
10-20	23.6	17.8	3.11	3.07	9.55	11.62	12.1	6.2	21.7	9.5
20-40	22.1	12.1	2.94	2.26	7.01	9.78	9.2	4.9	25.8	10.8
40-60	15.9	7.49	2.01	2.18	3.65	7.81	7.5	4.8	18.3	8.8
60-80	9.43	28.4	1.62	5.27	2.71	14.22	5.1	5.1	9.2	8.5

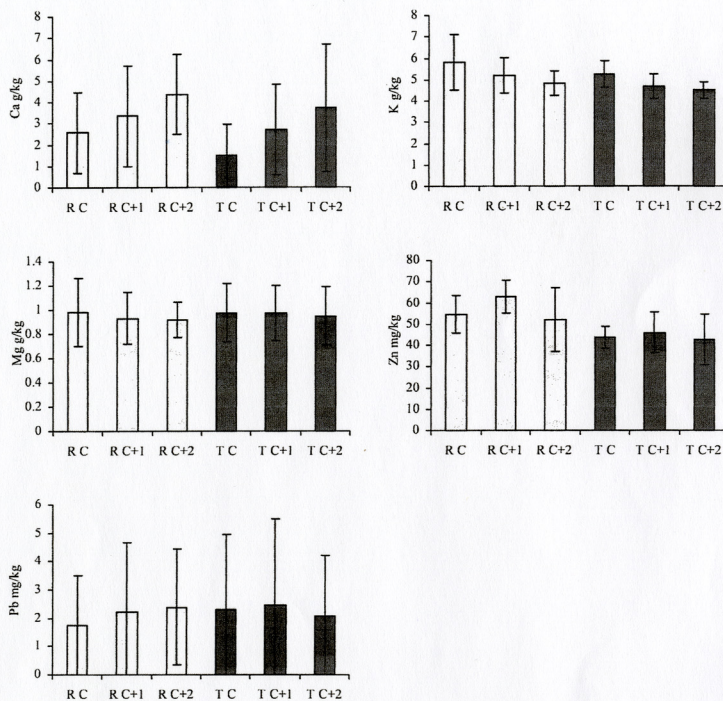


Figure 5. Mean (\pm SD) element concentrations in needles (first, second, and third year) for the 5-year study period (1999–2003) in Rucava (R) and Taurene (T).

Discussion

The growth and productivity of forest ecosystems mainly depend on nutrient cycling, and forest litterfall is the most important link in this cycling (Gonzales-Arias et al. 1998; Kavvadias et al. 2001). Factors influencing litterfall production are related with stand characteristics (species composition, stand age, and stand density) and meteorological conditions (Pedersen and Bille-Hansen 1999; Ukonmaanaho 2001). This was shown also in the present studies carried out in the boreo-nemoral zone in Latvia.

Greater tree canopy coverage caused greater litterfall production in the Rucava IM catchment than in the Taurene IM catchment (Figure 2). The maximum and minimum litterfall production in Rucava coincided with the maximum and minimum amount of precipitation (Table 4). The smallest amount of litterfall ($3222.8 \text{ kg ha}^{-1}$) was observed in 1999 when precipitation was the lowest (527.7 mm), and the greatest in 2001 ($3947.3 \text{ kg ha}^{-1}$) when precipitation reached the highest levels (846.1 mm). However, this tendency was not observed in Taurene. The least amount of litterfall in Taurene was seen in 2003 ($2742.1 \text{ kg ha}^{-1}$) and the greatest was seen in 2002 ($3193.6 \text{ kg ha}^{-1}$). The driest year in

Table 4
Mean annual precipitation (mm) in Rucava (Ruc.) and Taurene (Taur.) 1994–2003

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Taur.	518.0	666.3	480.4	506.5	727.9	470.6	756.0	693.8	644.2	716.3
Ruc.	490.5	631.5	395.5	468.7	973.8	527.7	639.9	846.1	765.3	794.6

Taurene was 1999 (470.6 mm) and the wettest was in 2000 (756 mm). In other studies (Kouki and Hokkanen 1992), litterfall production was affected not only by precipitation but also by temperature in the same and previous vegetation season.

The seasonal differences in litterfall production at the IM stations can be explained by both stand composition and differences in the time of the vegetation season and partly by snow cover thickness. Deciduous trees lose their foliage biomass mostly in autumn, whereas 40%–60% of the needles fall off conifers in September–October (Viro 1955; Mälkönen 1974). Similarly, 41.9% and 51.4% of the needles' fall occurred in these months at Taurene and Rucava, respectively. The vegetation season ended earlier by about 10–15 days at Taurene compared to Rucava. This can explain the rapid increase in the amount of litterfall (primarily pine needles and birch leaves) in September. At Rucava, the maximum litterfall production (Figure 3) was in October (pine needles prevail).

A comparatively large amount of litterfall (526–1182 kg ha⁻¹) mainly consisting of spruce needles, pine branches, and bark was observed in the Taurene IM site during winter from November to March. The differences in litterfall can be explained by species composition, because in the Taurene forest stand, the canopy is dominated by pine mixed with birch and spruce trees. Spruce trees lose their old needles in the winter. A greater snow cover was associated with raised litterfall in winter at Taurene than at Rucava. The mean snow thickness in Taurene is from 40 to 50 cm, but in Rucava is from 10 to 20 cm.

The 5-year study showed that stand composition has an important role in forming the total chemical composition of litterfall. Despite that, the Ca, Mg, and K concentrations in the upper soil horizons and in the needles were higher in the Rucava IM catchment (Figure 5, Table 3), whereas higher Ca, Mg, and K concentrations in litterfall were found in the Taurene IM catchment (Table 1). The Taurene forest stand has a greater proportion of birch trees, which contribute approximately 8% of the annual litterfall. Other studies have shown that litterfall from deciduous trees is enriched in base elements relative to litterfall from coniferous trees (Binkley 1996).

The Zn and Pb concentrations in litterfall suggested that even a low atmospheric pollution level is reflected in uptake to trees. A higher Zn concentration in the upper soil horizon, needles, and in the total chemical composition of litterfall was observed in Rucava. Long-range transboundary air pollution and local sources are responsible for the elevated zinc concentrations (Nikodemus et al. 2004). In addition, the Pb concentrations in upper soil horizon, old needles, and litterfall were higher in Rucava. Greater input kg/ha⁻¹/year of biogenic (except Mg) elements and heavy metals to the soil via litterfall (Table 2) in the Rucava IM catchment compared with the Taurene IM catchment were due to greater litterfall production in Rucava.

The litterfall chemical composition showed seasonal variation during the year in the both IM sites. Higher Ca and Mg contents in litterfall were found in autumn (Figure 4). This partly agrees with findings from other countries where nutrients concentrations generally increase in the litterfall in spring, reaching their highest concentrations during the

summer, and then falling dramatically in autumn (Gonzales-Arias et al. 1998). However, a rapid decrease of Ca and Mg concentrations was not observed in autumn but in winter in Latvia. This can be explained by the relatively humid and warm climate in the boreo-nemoral zone. Seasonal changes in nutrients in tree canopies are related with nutrient uptake; internal retranslocation occurs before wintering and fall of leaves and needles (Helmisaari 1992). The role of litterfall in nutrient return is more significant for calcium than for other nutrients in the boreo-nemoral zone, as previously observed elsewhere (Gordon et al. 2000; Ukonmaanaho and Starr 2001).

The K concentration in litterfall increased in spring and then gradually decreased in autumn (Figure 4). This reduction in K concentration coincides with the time of maximum abscission (Miller 1984; Gonzales-Arias et al. 1998). This indicates K translocation from the older to the younger parts of plant where more intensive life processes are taking part. Others have suggested that K and Mg reductions in autumn litterfall are related with leaching (Aber and Melillo 1991; Osono and Takeda 2004) and that Mg in litter is less easily leached than K, because it is a component of cell walls (Nordén 1994; Ukonmaanaho and Starr 2001). The latter was found also in our study. The results showed that the patterns of change in Mg and K concentrations differed substantially in the litterfall during the vegetation period. The Zn and Pb concentrations in the litterfall were higher in spring and autumn and relatively lower in summer (Figure 4). At present, the data on seasonal trends of heavy metal concentrations in the atmosphere are not available in Latvia. However, this pattern coincides with seasonal changes of other pollutants such as benzene and NO₂ concentration in the atmosphere in EMEP stations in Latvia. (Lyulko et al. 2004; Lyulko et al. 2005). The Zn and Pb contents in the litterfall in areas with low environmental pollution are likely due to accumulation of heavy metals on the leaves, needles, and bark surfaces, rather than uptake from the soil.

Conclusion

The study showed that stand composition and duration of the vegetation period influences the seasonal variation of forest ecosystem litterfall production in conditions of low atmospheric pollution in the boreo-nemoral zone. Stand composition also affects the Mg and K concentrations in litterfall. Physiological processes in trees affect the Ca, Mg, and K concentrations in litterfall seasonally. Deposition of atmospheric pollution on leaves, needles, and bark surfaces raises the Pb and Zn contents in litterfall.

The study conducted in Latvia showed that the chemical composition of litterfall depends on a number of factors. Therefore, litterfall cannot be used as bioindicator to characterize spatial differences of biogenic elements and/or pollution deposition and transport. However, we can use litterfall to characterize temporal trends of chemical elements turnover in the ecosystem. To study environmental changes, it is very important to sample litterfall throughout the year, because the chemical composition of litterfall in the winter period substantially differs depending on the environmental pollution level.

Acknowledgments

The work was supported by the Latvian Environment, Geology and Meteorology Agency and a Science Council of Latvia grant. We thank the European Union Structural Fund for financial support. The authors thank Professor G. Brumelis for his help in preparing the English version of the manuscript and reviewers for valuable comments.

References

- Aber JD, Melillo JM. 1991. *Terrestrial Ecosystems*. Philadelphia, PA: Saunders College Publishing.
- Augusto L, Ranger J, Ponette Q, Rapp M. 2000. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Ann For Sci* 57: 313–324.
- Bääth E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air, Soil Pollut* 47: 335–379.
- Bergmann W. 1988. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Entstehung, visuelle und analytische diagnose. In: Bergmann W, editors. 2nd edition. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag. p 762.
- Binkley D. 1996. The influence of tree species on forest soils: Processes and Patterns. In: Mead DJ, Cornforth IS, editors. Proceedings of tree species and soil workshop. Agronomy Society of New Zealand Special Publication #10. Canterbury, NZ: Lincoln University Press. p 1–33.
- Brumelis G, Lapina L, Nikodemus O, Tjarve D. 1997. Estimation of atmospheric heavy metal deposition in Latvia using feather moss. *Proc. Latvian Academic Science., Section B, Vol. 51, No. 3/4 (590/591)*:159–164.
- Doelman P. 1985. Resistance of soil microbial communities to heavy metals. In: Jensen V, Kjeller A, Sørensen LH, editors. *Microbial Communities in Soil*. Amsterdam: Elsevier. p 369–384.
- Fritze H, Pennanen, Vanhala P. 1997. Impact of fertilizers on the humus layer microbial community of Scots pine stands growing along a gradient of heavy metal pollution. In: Insam H, Rangger A, editors. *Microbial Communities: Functional versus Structural Approaches*. Berlin: Springer. p 68–83.
- Giller KE, Witter E, McGrath SP. 1998. Toxicity of heavy metal to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. *Soil Biol Biochem* 30: 1389–1414.
- Gjengedal E, Steinnes E. 1990. Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environ Monitor Assess* 14: 77–87.
- González-Arias A, Amezága I, Echeandia A, Domingo M, Onaindia M. 1998. Effects of pollution on the nutrient return via litterfall for *Pinus radiata* plantations in the Baque Country. *Plant Ecol* 139: 247–258.
- Gordon AM, Chourmouzis C, Gordon AG. 2000. Nutrient inputs in litterfall and rainwater fluxes in 27-year old red, black and white spruce plantations in Central Ontario, Canada. *For Ecol Manage* 138: 65–78.
- Helmisaari HS. 1992. Nutrient retranslocation within the foliage of *Pinus sylvestris*. *Tree Physiol* 10: 45–58.
- Kavvadias VA, Alifragis D, Tsiotsis A, Brofas G, Stamatielos G. 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *For Ecol Manage* 144: 113–127.
- Kouki J, Hokkanen T. 1992. Long-term needle litterfall of a Scots pine *Pinus sylvestris* stand: relation to temperature factors. *Oecologia* 89: 176–181.
- Krauklis A, Zarina A. 2002. European hornbeam in the landscape of its northern distribution limit in Latvia. *Folia Geogr* 10: 16–48. In Latvian with English summary.
- Lyulko I, Dubakova I, Frolova M. 2004. Report of national ICP IM activities in Latvia 2003–2004. 13th Annual Report 2004. UNCE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. p 44–49. Available from: <http://www.environment.fi/publications>
- Lyulko I, Dubakova I, Frolova M. 2005. Report of national ICP IM activities in Latvia 2004–2005. 14th Annual Report 2005. UNCE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. p 58–63. Available from: <http://www.environment.fi/publications>
- Mälkönen E. 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Commun Inst For Fenn* 84: 1–87.
- Manual for Integrated Monitoring. 1998. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Helsinki: Finnish Environment Institute, Impacts Research Division. Available from: <http://www.ymparisto.fi/default.asp>

- Miller HG. 1984. Dynamics of nutrient cycling in plantation ecosystems. In: Bowen GD, Nambiar EKS, editors. Nutrition of Plantation Forests. London: Academic Press p 53–78.
- Nikodemus O, Brumelis G, Tabors G, Lapina L, Pope S. 2004. Monitoring of air pollution in Latvia between 1990 and 2000 using moss. *J Atmos Chem* 49: 521–531.
- Nordén U. 1994. Leaf litterfall concentrations and fluxes of elements in deciduous tree species. *Scand J For Res* 9: 9–16.
- Osono T, Takeda H. 2004. Potassium, calcium, and magnesium dynamics during litter decomposition in a cool temperate forest. *Scand J For Res* 9: 23–31.
- Pedersen LB., Bille-Hansen J. 1999. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, Sitka spruce and beech stands in Denmark. *For Ecol Manage* 114: 55–70.
- Pennanen T. 2001. Microbial communities in boreal coniferous forest humus exposed to heavy metals and changes in soil pH – A summary of the use of phospholipids fatty acids, Biolog® and ³H-thymidine incorporation methods in field studies. *Geoderma* 100: 91–126.
- Prescott CE. 2002. The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiol* 22: 1193–1200.
- Reimann C, Koller F, Kashulina G, Niskavaara H, Englmaier P. 2001. Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. *Environ Pollut* 115: 239–252.
- Robert B, Caritat A, Bertoni G, Vilar L, Molinas M. 1996. Nutrient content and Seasonal fluctuations in the leaf component of cork-oak (*Quercus suber* L.) litterfall. *Vegetatio* 122: 29–35.
- Rothe A. 1997. Influence of tree species composition on rooting patterns, hydrology, elemental turnover and growth in a mixed spruce–beech stand in Southern Germany Högwald [dissertation]. University of Munich Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 163. In German with English summary.
- StAAF H, Berg B. 1981. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest II. *Can J Bot* 60: 1561–1568.
- Ukonmaanaho L, Starr M. 2001. The importance of leaching from litter collected in litterfall traps. *Environ Monitor Assess* 66: 129–146.
- Ukonmaanaho L. 2001. Canopy and soil interaction with deposition in remote boreal forest ecosystems: A long-term integrated monitoring approach [dissertation]. Helsinki: University of Helsinki. p 8–54.
- Viro PJ. 1955. Investigations in forest litter. *Commun Inst For Fenn* 45: 1–65.
- Vogt K., Grier CC, Vogt DJ. 1986. Production, turnover and nutrient dynamics of above—and below—ground detritus of world forests. *Adv Ecol Res* 15: 303–377.



**Sēra un slāpekļa savienojumi
nokrišņos un augsnes ūdenī
Latvijas priežu mežos**



Sēra un slāpekļa savienojumi nokrišņos un augsnes ūdenī Latvijas priežu mežos

Sulphur and Nitrogen Compounds in Precipitation and Soil Water in Pine Forests in Latvia

Evija Daniļeviča, Oļģerts Nikodemus, Māris Kļaviņš, Iraida Ļulko

Pētījums par $\text{SO}_4\text{-S}$ un $\text{NO}_3\text{-N}$ un ūdens pH izmaiņām nokrišņos un augsnes ūdenī priežu mežos Latvijā balstās uz astoņu gadu Integrālā monitoringa novērojumu rezultātiem Rucavas un Tauresnes monitoringa stacijās. Rucavas monitoringa stacija atrodas Latvijas dienvidrietumos netālu no Baltijas jūras, bet Tauresnes monitoringa stacija Latvijas centrālajā daļā Vidzemes augstienē.

Latvijā priežu mežos samazinās $\text{SO}_4\text{-S}$ un $\text{NO}_3\text{-N}$ savienojumu izsēšanās no atmosfēras. Vienlaicīgi novērojama arī nokrišņu skābuma samazināšanās. Pēdējos astoņos gados nav būtiski mainījies stumbra noteces ūdeņu pH. Tas kopumā liecina par piesārņojošo vielu sausās izsēšanās un bioloģisko procesu lielo nozīmi stumbra noteces ūdens ķīmiskā sastāva veidošanā.

Sulfātjonu koncentrācijas samazināšanās nokrišņos un nokrišņu pH vērtību pieauguma tendences tieši neatspoguļojas augsnes ūdenī. Tajā augsnes virsējā slānī pretēji nokrišņu ķīmiskajam sastāvam ir pieaugusi sulfātjonu koncentrācija un palielinājies ūdens skābums. Līdzīgi kā sulfātjonu arī nitrātjonu koncentrācijas novērojumu periodā augsnes ūdenī Rucavā un Taurenē uzrāda pieauguma tendenci, tikai šīs izmaiņas nav statistiski ticamas.

Atslēgvārdi: sulfāti, nitrāti, nokrišņi, augsnes ūdens, priežu mežs, Latvija

Ievads

Meža ekosistēmas funkcionēšanu var ietekmēt daudzas vidi piesārņojošās vielas. Par īpaši bīstamām var uzskatīt sēra un slāpekļa savienojumus, smagos metālus, ozonu un fluorīdjonus [Lutterman & Freemann 2000]. Slāpekļa savienojumi kontrolē daudzu vielu biogeoķīmisko ciklu un ietekmē pirmprodukciju sauszemes ekosistēmās. [Schachtschabel *et al.* 1989]. Slāpekļa un sēra savienojumi izraisa augsnes paskābināšanos, kas ietekmē bāzes katjonu un alumīnija izskalošanos no augsnes [Brown *et al.* 1988; Stoddard 1994] un palielinātu slāpekļa savienojumu un bāzes katjonu ietilpību virszemes ūdeņos [Beier *et al.* 2001]. Tiek prognozēts, ka nākotnē lielā daļā mežu slāpekļa koncentrācija pārsniegs robežu, kad sāksies intensīva slāpekļa iznese no augsnes [Eichhorn *et al.* 2001]. Lai novērtētu potenciālo atmosfēras piesārņojuma ietekmi uz ekosistēmām, ir svarīgi zināt patiesos slāpekļa un sēra savienojumu izsēšanās apjomus meža ekosistēmā un arī iespējamo slāpekļa un citu barības vielu iznesi ar augsnes ūdeņiem.

Pētījumi rāda, ka koku vainagi uztver ķīmisko vielu aerosolu – gāzu formas, kā rezultātā pieaug ķīmisko vielu izsēšanās daudzums meža ekosistēmās [Lovett and Kinsman 1990; Hanson and Lindberg 1991; Lovett 1992; Ragsdale *et al.* 1992; Bytnerowicz and Fenn 1996; Bytnerovicz *et al.* 1999; Fenn, Kiefer 1999; Lee *et al.* 1999]. Slāpekli koku vainagi var absorbēt no atmosfēras un šis process attiecas gan uz amonija, gan nitrātjoniem [Potter *et al.* 1991; Lovett 1992; Schubzda *et al.* 1995; Stachurski, Zimka 2000]. Koku vainagi amonija jonus absorbē daudz efektīvāk nekā nitrātjonus [Potter *et al.* 1991; Lovett 1992; Stachurski, Zimka 2000]. Lielas izmaiņas piesārņojošo vielu izsēšanās procesā notiek, nokrišņu ūdenim plūstot cauri koku vainagu telpai. Ūdens plūsmu caur vainagu un stumbra noteces lomu meža barības vielu ciklā pēdējā laikā ir pētījuši daudzi zinātnieki [Nihlgård 1985; Ragsdale *et al.* 1992; Ross, Lindberg 1994; Hultberg, Ferm 1995]. Pētījumos konstatēts, ka būtiski atšķiras ķīmisko vielu koncentrācija nokrišņos atklātā laukā, zem koku vainagiem un stumbra notecē. Tāpat ūdens ķīmisko sastāvu ietekmē koku vecums un suga, augsnes ķīmiskais sastāvs un daudzi citi faktori [Yawney, Leaf 1971; Johannessen, Henriksen 1977; Mahendrapa, Ogden 1972].

Pētījumos par piesārņojošo vielu izsēšanos no atmosfēras un to iespējamo ietekmi uz mežu ekosistēmām Latvijā līdz šim galvenokārt izmantoti dati par nokrišņu ķīmisko sastāvu atklātā laukā [Laiviņš u.c. 1996]. Ūdens plūsmas kvantitatīvo un kvalitatīvo rādītāju izpēte

mežu ekosistēmās Latvijā var sniegt jaunas atziņas par piesārņojošo vielu pārvērtībām kokaudzes vainagā, vainaga un augsnes buferspējām, ķīmisko vielu iznesi no mežu augsnēm. Sevišķi nozīmīgs minētais jautājums ir boreonemorālā dabas zonā, kur Eiropā šādi pētījumi ir veikti maz. Viens no šī raksta uzdevumiem ir parādīt slāpekļa un sēra savienojumu koncentrāciju izmaiņu tendences nokrišņos un augsnes ūdenī priežu mežā.

Materiāls un metodes

Pētījumā tiek izmantoti integrālā monitoringa dati. Latvijā monitoringu veic Latvijas Hidrometeoroloģijas aģentūra sadarbībā ar Latvijas Universitāti.

Parauglaukumu raksturojums

Latvijā ir divas integrālā monitoringa stacijas – viena Cēsu rajona Taurenas pagastā, bet otra Liepājas rajona Rucavaš pagastā. Viena stacija raksturo Latvijas piejūras teritoriju, otra Latvijas vidieni.

Monitoringa stacijās nokrišņu un augšņu ūdens ķīmiskā sastāva pētījumi uzsākti 1994. gadā. Integrālā monitoringa parauglaukumu izvietojumu un pētījumos izmantotās metodes nosaka integrālā monitoringa metodika [Manual for Integrated Monitoring 1998].

Rucavā nokrišņu zem koka vainagiem (7 ūdens savācējplūves), stumbra noteces (no 10 kokiem) ūdens savācēji un augsnes lizimetri augsnes ūdens savākšanai ir izvietoti priežu mētrājā. Kokaudzē dominē priede (*Pinus sylvestris*). Vainagu segums ir 85%. Augsnes tips – tipiskais podzols uz grants cilmiēža. Augsnes pH_{H_2O} O horizontam ir 3.82. Kopējā slāpekļa koncentrācija augsnes O horizontā 14.6 g/kg. Atklātā lauka nokrišņu savācēji ir izvietoti izcirtumā.

Taurenē ūdens paraugu savācēji izvietoti priežu lāna meža augšanas apstākļu tipā. Kokaudzē dominē priede (*Pinus sylvestris*), bet, salīdzinot ar Rucavas parauglaukumu, kokaudzes pirmajā un otrajā stāvā ir bērza (*Betula pendula*) un egles (*Picea abies*) piejaukums. Kopējais vainagu segums ir 70%. Augsnes tips – tipiskais podzols uz smilts cilmiēža. Augsnes pH_{H_2O} O horizontam ir 3.81. Kopējā slāpekļa koncentrācija augsnes O horizontā 13.6 g/kg. Atklātā lauka nokrišņu savācēji ir izvietoti meža laucē.

Nokrišņi un to ķīmiskā sastāva analīze

Rucavas un Taurenas integrālā monitoringa (IM) poligonos nokrišņu savākšanai izmanto atvērta tipa nokrišņu savācēju. Tas ir atvērts arī periodos, kad nav nokrišņu. Parauga noņemšanas aprīkojums sastāv no piltuves, kurā ir ievietots filtrs, un uztvērējtrauka. Ziemā nokrišņu savākšanai atklātā laukumā tiek uzstādīti sniega savācēji, kas sastāv no spaiņa un turētāja. IM poligonos augstākas nokrišņu savākšanas efektivitātes nodrošināšanai nokrišņi atklātā laukā tiek savākti vienu reizi dekādē (10 dienas) un sajaukti mēneša vidējā paraugā.

Nokrišņus zem koka vainagiem savāc ar 7 piltuves veida savācējiem vasaras periodā un spaiņiem ziemas periodā. Nokrišņi zem vainaga tiek savākti ik pēc 15 dienām, kas vēlāk tiek sajaukti mēneša vidējā paraugā.

Stumbra noteces ūdens savākšanai katrā monitoringa stacijā ap valdošās sugas – parastās priedes kokiem ir ierīkoti 10 nokrišņu savācēji. IM poligonos augstākas nokrišņu savākšanas efektivitātes nodrošināšanai nokrišņi pa koku stumbriem tiek ievākti ik pēc 15 dienām. IM poligonos tiek izmantoti spirālveida savācēji. Nokrišņu savākšanu veic tikai gada siltākajā periodā.

Nokrišņu paraugi pēc to savākšanas tiek glabāti ledusskapī un speciālos konteineros transportēti uz laboratoriju. *pH* Latvijas Hidrometeoroloģijas aģentūras un Latvijas Vides aģentūras laboratorijā (kopš 2002. gada) tika noteikts ar potenciometrijas metodi, bet SO_4-S un NO_3-N ar jonu hromatogrāfiju [Manual for Integrated Monitoring 1998].

Augsnes ūdens un tā ķīmiskais sastāvs

Augsnes O horizontā katrā IM stacijā ir uzstādīti divi humusa (cilindra) tipa lizimetri, kas ir ievietoti 10 cm dziļumā un savāc augsnes ūdeni, kas filtrējas cauri O horizontam. Augsnes ūdeni atsūknē katra mēneša beigās. Pavasara sezonā augsnes ūdeni atsūknē tūlīt pēc augsnes atkuššanas. Augsnes ūdens *pH* tiek noteikts ar potenciometrijas metodi. SO_4-S nosaka, titrējot ar $BaCl_2$ un ortanilu K kā indikatoru, bet NO_3-N ar spektrofotometriju, Grisa metodi pēc

redukcijas Cd kolonnā [Manual for Integrated Monitoring 1998]. Augsnes ūdens paraugu analīzes veic Latvijas Hidrometeoroloģijas aģentūras, bet kopš 2002. gada Latvijas Vides aģentūras laboratorijā.

Nokrišņu intensitātes raksturojums

Nokrišņu daudzums pa gadiem Rucavas IM stacijā pētījumu periodā svārstījies no 395.5 mm līdz 973.8 mm, bet Taurenes IM stacijā no 470,6 mm līdz 756.0 mm (1. tabula).

1. tabula

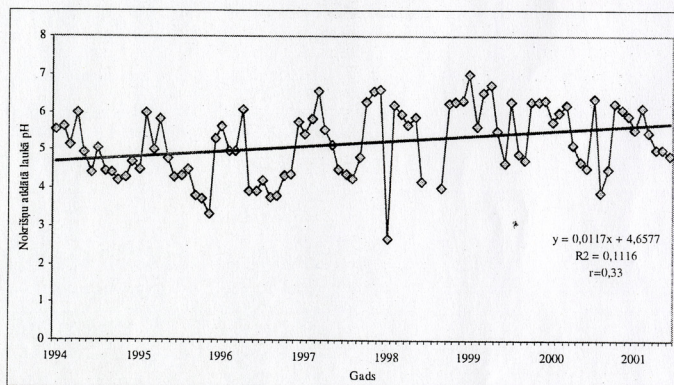
Vidējais nokrišņu daudzums (mm) pa gadiem Taurenes (TIM) un Rucavas (RIM) monitoringa stacijās

Annual mean precipitation (mm) at the Taurene and Rucava Integrated Monitoring Catchments

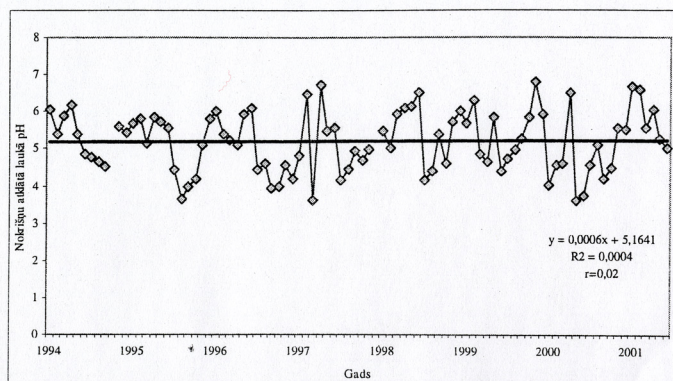
Stacija	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
T IM	518.0	666.3	480.4	506.5	727.9	470.6	756.0	693.8
R IM	490.5	631.5	395.5	468.7	973.8	527.7	639.9	846.1

Rezultāti un diskusija

Slāpekļa un sēra savienojumi atmosfērā atstāj būtisku ietekmi uz nokrišņu pH. Rucavas IM stacijā nokrišņu pH laika periodā no 1994. gada līdz 2001. gadam ir svārstījies no 4.5 – 1996. gadā līdz 5.9 – 1999. gadā, savukārt Taurenes IM no 4.8 – 1997 gadā līdz 5.4 – 2001 gadā. Kaut arī nokrišņu pH izmaiņām pa gadiem nav ļoti izteiktas tendences augt, konstatētais pH pieaugums Rucavas IM stacijā nokrišņos atklātā laukā pēdējos četros gados, pretēji Taurenes IM parauglaukumā fiksētajam, konkrētā tipa novērojumiem ir uzskatāms par būtisku ($r=0.33 > r_{krit} \alpha=0.05; n=88=0.22$) (1. un 2. attēls). Līdzīgas pH izmaiņas konstatētas arī nokrišņiem zem koku vaināgiem. pH vidējā vērtība Rucavā nokrišņos zem koku vaināgiem laika gaitā ir mainījies no 4.4 līdz 5.3. Savukārt Taurenes IM stacijā pH vērtības ir mainījušās ļoti minimāli (1994. gadā pH -4.9, 2002. gadā pH -5.1). Stumbra noteces ūdeņi abās monitoringa stacijās ir salīdzinoši skābāki par atklātā lauka un vaināga caurteces ūdeņiem. pH vidējie parametri Rucavā stumbra noteces ūdeņiem pa gadiem ir svārstījušies no 3.9 līdz 4.2, bet Taurenē no 3.8 līdz 3.9.



1. attēls. Nokrišņu pH atklātā laukā izmaiņu tendences Rucavas IM stacijā (01.04.1994.-31.12.2001.)
Figure 1. pH changes in bulk precipitation at the Rucava IM Catchment (01.04.1994-31.12.2001)



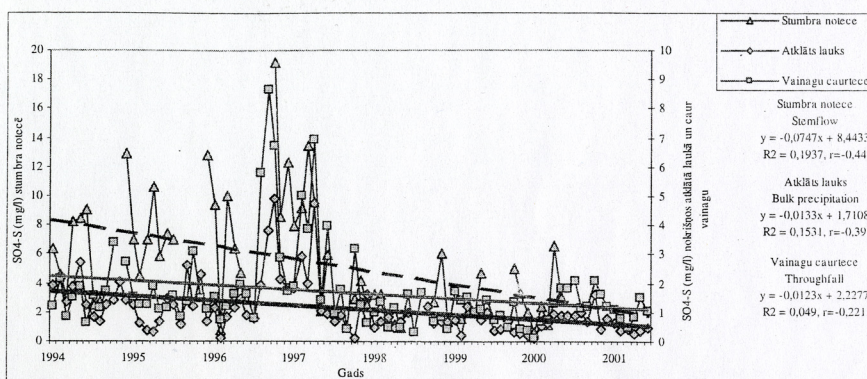
2. attēls. Nokrišņu pH atklātā laukā izmaiņu tendences Taurenes IM stacijā (01.05.1994.-31.12.2001.)
 Figure 2. pH changes in bulk precipitation at the Taurene IM Catchment(01.05.1994-31.12.2001)

Nokrišņu pH vērtību pieaugumu pēdējos gados atklātā laukā un ūdens plūsmā caur vainagu zinātnieki Norvēģijā pamato ar anjonu, kas izraisa nokrišņu paskābināšanās samazināšanos [Moffat *et al.* 2002]. To varētu attiecināt arī uz Latvijas apstākļiem, jo integrālā monitoringa stacijās laika gaitā ir novērojama $\text{SO}_4\text{-S}$ jonu koncentrācijas samazināšanās nokrišņos. Sulfātu koncentrācijas būtiska samazināšanās atmosfēras nokrišņos atklātā laukā novērojama gan Rucavā (3. attēls), gan Taurenē. Rucavā $\text{SO}_4\text{-S}$ jonu gada vidējā koncentrācija atklātā laukā ir mainījiesies no 2.54 mg/l 1997. gadā līdz 0.52 mg/l 2000. gadā, bet Taurenē attiecīgi no 1,84 mg/l 1997. līdz 0.52 mg/l 1999. gadā. Rucavā būtiski ir samazinājušās arī $\text{SO}_4\text{-S}$ vērtības nokrišņos zem koku vainagiem un stumbra noteces ūdeņos. Nokrišņos zem koku vainagiem pēc 1997. gadā novērotās gada maksimālās vidējās koncentrācijas 4.43 mg/l, 2000. gadā tā ir samazinājusies līdz 0.89 mg/l. Stumbra notecē no 9,79 mg/l 1997. gadā līdz 2.45 mg/l 1998. gadā. 1997. gadā Rucavā novērotā ļoti augstā koncentrācija nokrišņos zem koku vainagiem un stumbra notecē saistāma ar relatīvi sauso 1996. gadu (1. tabula) un paaugstināto piesārņojošo vielu sauso izsēšanos un akumulāciju uz priežu skujām, zariem un stumbriem.

Lielākās konstatētās $\text{SO}_4\text{-S}$ jonu un skābo nokrišņu samazināšanās tendences Rucavā salīdzinājumā ar Taureni rāda, ka pēdējos gados Latvijā samazinājies pārrobežu piesārņojums. Straujākas $\text{SO}_4\text{-S}$ jonu koncentrācijas samazināšanās stumbra noteces ūdeņos, salīdzinot ar nokrišņiem atklātā laukā, skaidrojamas ar piesārņojošo vielu sausās izsēšanās un uzkrāšanās uz koku stumbriem samazināšanos. To parāda arī novērojumi Rucavā (2. tabula).

2. tabula
Sulfātu vidējā koncentrācija ($\text{SO}_4\text{-S}$, $\mu\text{g}/\text{m}^3$) atmosfērā Rucavas fona stacijā
 Mean sulphate ion ($\text{SO}_4\text{-S}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$) concentration in atmosphere
 at the Rucava background Catchment

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Vidējā gadā Annual mean	1.10	1.20	1.12	0.87	0.28	0.30	0.26
Vidējā aukstajā periodā Annual in cold period	1.14	1.32	1.23	0.91	0.45	0.27	0.29
Vidējā siltajā periodā Annual in warm period	1.05	1.07	1.00	0.83	0.11	0.34	0.23



3. attēls. $\text{SO}_4\text{-S}$ koncentrācijas (mg/l) mainības tendences stumbra noteses ūdeņos, nokrišņos atklātā laukā un ūdens plūsmā caur vainagu Rucavas IM stacijā (01.04.1994.-31.12.2001., stumbra noteses ūdeņiem līdz 30.11.2001)

Figure 3. $\text{SO}_4\text{-S}$ concentration (mg/l) in stemflow, bulk precipitation and throughfall at the Rucava IM Catchment (01.04.1994-31.12.2001, stemflow till 30.11.2001)

Pieaugot sulfātu sausās izsēšanās intensitātei, palielinās starpība starp $\text{SO}_4\text{-S}$ koncentrāciju nokrišņos atklātā laukā (AL), zem koku vaināgiem (KV) un gar koku stumbra noplūstošajā (KS) ievāktajā ūdenī (3. attēls). $\text{SO}_4\text{-S}$ koncentrācija Taurenē un Rucavā pieaug šādi: $\text{AL} < \text{KV} < \text{KS}$. Tas sakrīt ar Somijā veikto pētījumu rezultātiem boreālajos priežu mežos [Ukonmaanako 2001]. Var uzskatīt, ka, sulfātu vidējai koncentrācijai atmosfērā samazinoties līdz $0.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vairs nav lielas atšķirības starp sulfātu jonu koncentrāciju dažādās vietās savāktajos nokrišņos meža ekosistēmā (1. tabula, 3. attēls).

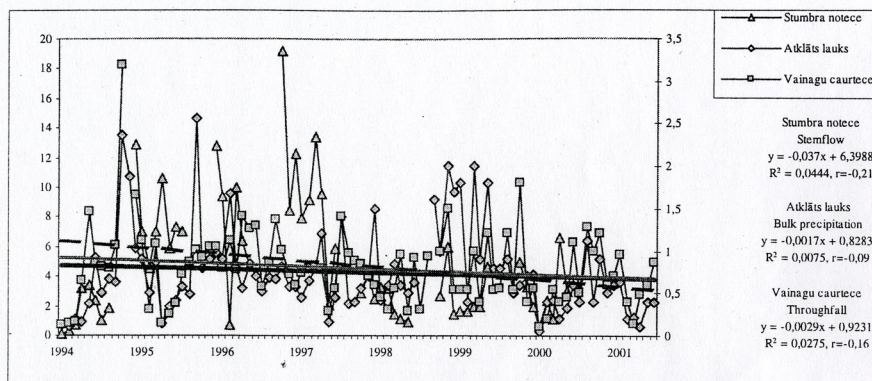
Novērojumu periodā gan Rucavas, gan Taurenē IM stacijā atmosfēras nokrišņos ir samazinājusies nitrātujonu koncentrācija (4. un 5. attēls.) Koncentrācijas samazināšanās saskan ar citu valstu zinātnieku pētījumu rezultātiem [Likens *et al.* 1996; Stoddard *et al.* 1999]. Tomēr, salīdzinot ar sulfātu koncentrācijas izmaiņām nokrišņos, kur tendence samazināties ir statistiski ticama, konstatēta nitrātu koncentrācijas samazināšanās nevienā no pētītajiem nokrišņu veidiem nav būtiska. Līdzīgi rezultāti ir iegūti arī Somijā, kur arī nitrātu koncentrācija nokrišņos uzrāda tendenci samazināties, bet statistiski ticams tas ir tikai atsevišķos gadījumos [Ukonmaanako 2001].

Nokrišņu analīzes rezultāti parāda, ka Latvijā boreonemorālos priežu mežos nav novērojama tendence, ka NO_3 koncentrācija, ņemot vērā ūdens veidu boreālajos mežos, samazinās šādi: $\text{AL} > \text{VC} > \text{SN}$ [Ukonmaanako 2001]. Tas ir raksturīgs boreālās mežu ekosistēmās un to zinātnieki skaidro ar pieejamā slāpekļa trūkumu.

Taurenē stumbra notecē un nokrišņos zem koku vaināgiem novērojams nitrātujonu koncentrācijas pieaugums.

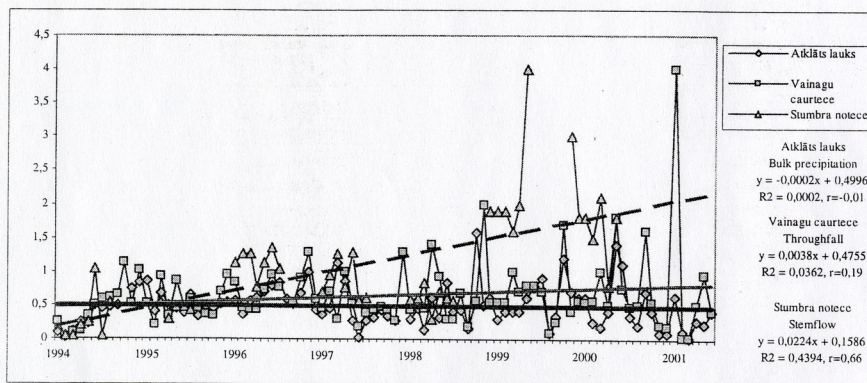
Nokrišņu intensitāte un ķīmiskais sastāvs ietekmē augsnes ūdens ķīmisko sastāvu. Raksta ietvaros augsnes ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņu tendenču analīze un interpretācija veikta augsnes nedzīvās zemsegas horizontam (10 cm dziļumā), kas visātrāk reaģē uz izmaiņām nokrišņu ķīmiskajā sastāvā.

Augsnes ūdens pH gada vidējā vērtība novērojumu periodā Rucavas IM ir pazeminājusies no 4,7 1998. gadā līdz 3,8. 2000. gadā, kas nesaskan ar nokrišņu pētījumu rezultātiem, kur pēdējo gadu laikā konstatēta būtiska pH vērtību palielināšanās. Arī Skandināvijā pretēji tam, ka nokrišņos un ūdens plūsmā caur vainagu pH palielinās, augsnes ūdenī novērojama tā samazināšanās, kas norāda, ka antropogēnas un dabiskas izcelsmes skābju daudzums augsnē ir par augstu, lai tas tiktu neutralizēts [Moffat *et al.* 2002].



4. attēls. $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentrācija (mg/l) stumbra noteces ūdeņos, nokrišņos atklātā laukā un ūdens plūsmā caur vainagu Rucavas IM stacijā (01.04.1994.-31.12.2001., stumbra noteces ūdeņiem līdz 30.11.2001)

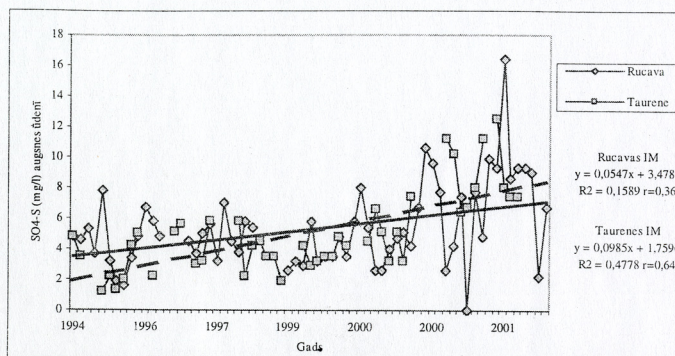
Figure 4. $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration (mg/l) in stemflow, bulk precipitation and throughfall at the Rucava IM Catchment (01.04.1994-31.12.2001., stemflow till 30.11.2001)



5. attēls. $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentrācija (mg/l) nokrišņos atklātā laukā, ūdens plūsmā caur vainagu un stumbra noteces ūdeņos Taurenes IM stacijā (01.05.1994.-30.11.2000.)

Figure 5. $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration (mg/l) in bulk precipitation, through fall and stemflow at the Taurene IM Catchment (01.05.1994-30.11.2000)

Gan Rucavas, gan Taurenes IM stacijās $\text{SO}_4\text{-S}$ koncentrācijas augsnes ūdenī uzrāda būtisku pieaugošu tendenci (6. attēls) gada vidējām koncentrācijām no 2.0 mg/l 1997. gadā līdz 8.09 mg/l 2001. gadā. Minētās tendences ir statistiski ticamas. Tas neatbilst $\text{SO}_4\text{-S}$ koncentrācijas izmaiņām nokrišņos (3., 6. attēls). Līdz ar to redzams, ka ne vienmēr pastāv tieša sakarība starp $\text{SO}_4\text{-S}$ nokrišņos un augsnes ūdenī, kā tas ir novērots boreālajos mežos Norvēģijā [Moffat *et al.* 2002]. Lielākajā daļā Centrāleiropas mežu novērojama lielāka sēra izskalošanās no augsnes nekā tā izsēšanās no atmosfēras, kas pēdējā desmitgadē ir samazinājusies. Tas norāda, ka augsnē, mainoties vides apstākļiem, atbrīvojas sērs, kas ticis aizturēts iepriekšējos gados, kad bijusi augstāka sēra ievade [Intensive Monitoring of...2001]. Ar to varētu izskaidrot arī sulfātu jonu koncentrācijas pieaugumu augsnes ūdenī Latvijas priežu mežos.



6. attēls. $\text{SO}_4\text{-S}$ koncentrācija (mg/l) augsnes ūdenī 10 cm dziļumā Rucavas un Taurenes IM stacijā (01.07.1994.-30.11.2001.)

Figure 6. $\text{SO}_4\text{-S}$ concentration (mg/l) in soil water in upper soil horizon (10cm) at the Rucava and Taurene IM Catchment (01.07.1994-30.11.2001)

Līdzīgi kā sulfātjonu arī nitrātjonu koncentrācijas novērojumu periodā augsnes ūdenī Rucavā un Taurenē uzrāda pieauguma tendenci, tikai šīs izmaiņas nav statistiski ticamas.

Rucavas un Taurenes integrālo monitoringa staciju nokrišņu un augsnes ūdens ķīmiskā sastāva datu apkopošana un analīze parādīja, ka Latvijas priežu mežos pēdējos astoņos gados ir raksturīgas diezgan lielas ķīmiskā sastāva svārstības. Atsevišķu parametru izmaiņas ir novērojamas izteiktas tendences, kas, laika gaitā turpinoties, varētu uzlabot priežu mežu augšanas apstākļus. Izmaiņu tendences ir atkarīgas gan no nokrišņu ķīmiskā sastāva, gan piesārņojošo vielu sausās izsēšanās, gan bioloģiskajiem un ķīmiskajiem procesiem koku vainagā un augsnē.

Noslēgums

Latvijā priežu mežos samazinās sēra un slāpekļa savienojumu izsēšanās no atmosfēras. Vienlaicīgi novērojama arī nokrišņu skābuma samazināšanās. Lielākās izmaiņas konstatētas Latvijas rietumos, kas liecina par pārrobežu piesārņojuma ietekmes no Rietumeiropas samazināšanos. Nokrišņu skābuma izmaiņas nav raksturīgas stumbra noteces ūdeņiem. Tas liecina par piesārņojošo vielu sausās izsēšanās un bioloģisko procesu lielo nozīmi stumbra noteces ūdens ķīmiskā sastāva veidošanā.

Sulfātjonu koncentrācijas samazināšanās nokrišņos un nokrišņu pH vērtību pieauguma tendences tieši neatspoguļojas augsnes ūdenī. Tajā pretēji nokrišņu ķīmiskajam sastāvam ir pieaugusi sulfātjonu koncentrācija un palielinājies ūdens skābums.

Pētījumi parādīja, ka Latvijas priežu mežos atsevišķos gadījumos nokrišņu un augsnes ūdens ķīmiskā sastāva veidošanā likumsakarības atšķiras no tām, kas agrāk ir tikušas konstatētas boreālajos mežos Skandināvijā. Tas nozīmē, ka ne vienmēr ieteicams vispārināt atziņas par vides piesārņojuma ietekmi uz boreālajiem mežiem arī uz Latvijas priežu mežiem.

Summary

The $\text{SO}_4\text{-S}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations and pH in precipitation (bulk precipitation, throughfall, stemflow) and soil water were monitored in pine forests in Latvia during an eight-year observation period in the Rucava and Taurene Integrated Monitoring catchments. The Rucava Monitoring Catchment is located in the southwest part of Latvia near the Baltic Sea, and the Taurene Monitoring Catchment is situated in central Latvia on the Vidzeme Upland.

Atmospheric deposition of $\text{SO}_4\text{-S}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ decreased over the study period in pine forests in Latvia, in parallel with a decrease in the acidity of precipitation. The changes were more evident in western Latvia, probably due to declining long-range transported air pollution from West Europe. The changes were less clear in Taurene, where the $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration

increased in stemflow and the pH of stemflow did not change significantly over the last eight years. This indicates a greater importance of atmospheric pollutants in wet deposition and biological processes in forming the chemical content of stemflow.

The trend of decreasing sulphate concentrations and raising pH in precipitation were not followed by the respective changes in soil water. In the upper soil horizon, soil water had increasing sulphate ion concentrations and acidity. Over the observation period, nitrate concentrations showed also an increasing trend in soil water at Rucava and Taurene, but these changes were not statistic significant.

Atsauces

Beier, C., Eckersten, H., Gundersen, P. (2001). Nitrogen Cycling in a Norway Spruce Plantation in Denmark – A SOILN Model Application Including Organic N Uptake. *The Scientific World* 1(S2), 394-406.

Brown, K.A., Freer-Smith, P., Howells, G.D., Skeffington, R.A., Willson, R.B. (1988). Rapporteurs' report on discussion at the workshop on excess nitrogen deposition, Leatherhead, September 1987. *Environmental Pollution*. vol. 54, 285-295.

Bytnerovicz, A., Fenn, M.E. (1996). Nitrogen deposition in California forests: a review. *Environmental Pollution*. vol. 92, 127-146.

Bytnerovicz, A., Fenn, M.E., Miller, P.R., Arbaugh, M.J. (1999). Wet and dry pollutant deposition to the mixed conifer forest., *Oxidant Air Pollution Impact in the Montane Forests of Southern California*. Miller, P.R., Mc Bride, J.R. (Eds.). Ecological Studies 134. New York: Springer, 235-269.

Eichhorn, J., Haussmann, T., Paar, U., Reinds, G.J., Vries, W. (2001). Assessment of Impacts of Nitrogen Deposition on Beech Forests: Results from the Pan-European Intensive Monitoring Programme. *The Scientific World*, 1.1(S2), 423-432.

Fenn, M.E., Kiefer, J.W. (1999). Throughfall deposition of nitrogen and sulfur in a Jeffrey pine forest in the San Gabriel Mountains, Southern California. *Environmental Pollution*, 104, 179-187.

Hanson, P.J., Lindberg, S.E. (1991). Dry deposition of nitrogen compounds: a review of leaf, canopy and non-foliar measurements. *Atmospheric Environment*, 25(A), 1615-1634.

Hultberg, H., Ferm, M. (1995). Measurements of atmospheric deposition and internal circulation of base cations to a forested catchment area. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 2235-2240.

Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. (2001). Technical Report. The Netherlands. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute.

Johannessen, M., Henriksen, A. (1977). Chemistry of snowmelt water: Changes in concentration during melting. SNSF-project, Norway, FR 11, 1-11.

Laiviņš, M., Luļko, I., Frolova, M. (1996). Nokrišņu ķīmiskā sastāva dinamika Rucavā. *Mežzinātne*, 6(39), 57-66.

Lee, D.S., Dollard, G.J., Derwent, R.G., Pepler, S. (1999). Observation on gaseous and aerosol components of atmospheric and their relationships. *Water, Air and Soil Pollution* .vol. 113, 175-202.

Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C. (1996). Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystems. *Science*, 272, 244-246.

Lovett, G.M., Kinsmann, J.D. (1990). Atmospheric pollutant deposition to high-elevation ecosystems. *Atmospheric Environment*, 24(A), 2767-2786.

- Lovett, G.M.** (1992). Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen. *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*. Johnson, D.W., Lindberg, S.E. (Eds.). Ecological Studies 91. New York: Springer, 152-166.
- Luttermann, A., Freedman, B.** (2000). Risks to forests in heavily polluted regions. *Forest dynamics in heavily polluted regions*. Innes, J.L. & Oleksyn, J. (Eds.). Report No. 1 of the IUFRO Task Force on Environmental Change. CABI Publishing, 9-26.
- Mahendarappa, M.K., Ogden, E.D.** (1972.) Effects of Fertilization of a Black Spruce Stand on Nitrogen Contents of Stemflow, Throughfall, and Litterfall. *Can J Forest Res*, 3, 54-60.
- Manual for Integrated Monitoring (1998). UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Helsinki: Finnish Environment Institute, Impacts Research Division.
- Moffat, A.J., Kvaalen, H., Solberg, S., Clarke, N.** (2002). Temporal trends in throughfall and soil water chemistry at three Norwegian forests, 1986-1997. *Forest Ecology and Management*. vol. 168, 15-28.
- Nihlgård, B.** (1985). The ammonium hypothesis – and additional explanation to the forest die – back in Europa. *Ambio*, 14(1), 2-8.
- Potter, C.S., Ragsdale, H.L., Swank, W.T.** (1991). Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating Southern Appalachian forest canopy. *Journal of Ecology*, 79, 97-115.
- Ragsdale, H.L., Lindberg, S.E., Lovett, G.M., Schaefer, D.A.** (1992). Atmospheric deposition and throughfall fluxes of base cations. *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*. Johnson, D.W., Lindberg, S.E. (Eds.). Ecological Studies 91. New York: Springer, 235-253.
- Ross, H.B., Lindberg, S.E.** (1994). Atmospheric chemical input to small catchments. *Biogeochemistry of Small Catchments*. Moldan B., Černý J. (Eds.). Scope 51. Chichester, New York: John Wiley & Sons, 55-84.
- Schachtschabel, P., Blume, H., Brümmer, G., Hartge, H., Schwertmann, U.** (1989). Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart: Enke Verlag.
- Schubzda, J., Lindberg, S.E., Garten, C.T., Nodvin, S.C.** (1995). Elevation trends in the fluxes of sulphur and nitrogen in throughfall in the southern Appalachian mountains: some surprising results. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 2265-2270.
- Stachurski, A., Zimka, J.R.** (2000). Atmospheric input of elements to forest ecosystems: a method of estimation using artificial foliage placed above rain collectors. *Environmental Pollution*, 110, 345-356.
- Stoddard, L.J.** (1994). Long-Term Changes in Watershed Retention of Nitrogen. *Environmental Chemistry of Lake and Reservoirs*. Baker, L.A. (Ed). Advances in Chemistry Series No.237. New York: Oxford University Press, 223-284.
- Ukonmaanaho, L.** (2001). Canopy and soil interaction with deposition in remote boreal forest ecosystems: a long-term integrated monitoring approach. Academic dissertation in Systematic Biology Faculty of Science. Helsinki: University of Helsinki.
- Yawney, H.W., Leaf, A.L.** (1971). Nutrient release from red pine crowns under artificial rain. *Agr Abst.*, 121, 15-20.

LU Akadēmiskais apgāds
Baznīcas 5, Rīga, LV-1010
Tālrunis: 67034535