

Miljöeffekter av bor i kvävegödselmedel

Olle Rosenberg

Ämnesord: Bor, kvävegödsling, miljöeffekter, tillväxtstörningar, toxicitet.

SkogForsk – Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut

SkogForsk arbetar för ett långsiktigt, lönsamt skogsbruk på ekologisk grund. Bakom SkogForsk står skogsbolag, skogsägareföreningar, stift, gods, allmänningar, plantskolor, SkogsMaskinFöretagarna m.fl., som betalar årliga intressentbidrag. Hela skogsbruket bidrar dessutom till finansieringen genom en avgift på virke som avverkas i Sverige. Verksamheten finansieras vidare av staten enligt särskilt avtal och av fonder som ger projektbundet stöd.

SkogForsk arbetar med forskning och utveckling med fokus på tre centrala frågeställningar: Skogsodlingsmaterial, Skogsskötsel samt Råvaruutnyttjande och produktions-effektivitet. På de områden där SkogForsk har särskild kompetens utförs även i stor omfattning uppdrag åt skogsföretag, maskintillverkare och myndigheter.

Serien **Arbetsrapport** dokumenterar långliggande försök samt inventeringar, studier m.m. och distribueras enbart efter särskild beställning.

Forsknings- och försöksresultat från SkogForsk publiceras i följande serier:

SkogForsk-Nytt: Nyheter, sammanfattningar, översikter.

Resultat: Slutsatser och rekommendationer i lättillgänglig form.

Redogörelse: Utförlig redovisning av genomfört forskningsarbete.

Report: Vetenskapligt inriktad serie (på engelska).

Handledningar: Anvisningar för hur olika arbeten lämpligen utförs.

Innehåll

Bakgrund	3
Fakta om bor	4
Bor och växter	6
Gödsling	7
Timbor	10
Toxicitet	11
Diskussion	12
Slutsats	13
Referenser	13
Personligt meddelande	17

Bakgrund

Under 1970-talet upptäcktes att gödsling med enbart kväve kunde orsaka skador på trädens tillväxtpunkter. Följden blev att träden kunde få flera toppar. Ett antal studier visade att kvävegödslingen orsakat brist på bor (B) och att detta påverkade trädens tillväxtpunkter (Aronsson, 1984; Möller, 1984). Efter NPK-gödsling i ett ungt tallbestånd minskade borkoncentrationen i barr mycket snabbt. Efter en växtsäsong hade borhalterna minskat så mycket att orsaken inte enbart kunde vara en utspädningseffekt utan också orsakat av ett minskat borupptag (Aronsson, 1983). I en senare rapport skriver dock Aronsson (1985) att utspädningseffekter till stor del kan förklara den borbrist som uppstår vid gödsling. Enligt Wikner (1983) sker ingen signifikant förändring av mängden växttillgängligt B i mineraljorden efter N-gödsling. Enligt Braekke (1983) uppvisar naturliga barrskogar utan helträdsuttag, gödsling, dränering, luftföroreningar m.m., sällan några brister i mikronäringsämnen. Dock kan tillgängligheten eller upptaget av B minska vid kraftig torra (Braekke, 1983). I de områden där B är nära bristnivån kan den ökade tillväxten till följd av N-gödsling innebära att det ökade behovet av B ej kan upprätthållas genom markens växttillgängliga innehåll (Aronsson, 1985).

Tillförsel av en liten mängd B i samband med kvävegödsling visade sig vara ett effektivt sätt att motverka uppkomsten av de aktuella tillväxstörningarna (Aronsson, 1984). Som säkerhetsåtgärd ingår i dag därför 0,2 % B i all kvävegödsel för användning i skogen (Skog-CAN). Skogsgödsling sker i huvudsak från Svealand och norrut, dock är det troligen bara i de inre delarna av dessa områden som behöver borttillsats. Vid varje gödseltillfälle sprids ca 1 kg B ha⁻¹. För en skogsgeneration innebär det 2–4 kg ha⁻¹ beroende på gödslingsregim (max 600 kg N rotation⁻¹).

Att borbristen upptäcktes först i norrlands inland beror på att borhalterna i marken i dessa områden är låga. Bor förekommer som borsyra (B(OH)₃) eller som boratanjon ((B(OH)₄)⁻) och lakas lätt ut, vilket leder till att marken blir alltmer utarmad på B samtidigt som haven kontinuerligt anrikas. Haven utgör den största reservoaren av B (Wikner, 1983). Via deposition återförs en del B, emellertid minskar bordepositionen med avståndet från haven. Vid västkusten var våtdepositionen runt 25–40 g ha⁻¹ år⁻¹, i centrala Sverige (Uppsala) ca 12 g ha⁻¹ år⁻¹ och ca 2 g ha⁻¹ år⁻¹ i de norra delarna (inlandet) (Wikner, 1983). Ahl & Jönssons (1972) uppmätta värden i svenska flodområden är högre än Wikners (1983) depositions värden. Detta skulle kunna innebära att utlakningen är större än våtdepositionen. Torrdepositionen i Sverige har emellertid ej blivit uppmätt. Därmed är det svårt att uppskatta huruvida utlakningen är större än tillskottet (Thor et al., 1997). Enligt en studie i Wales av Neal et al. (1992) kan dock torrdepositionen ibland vara betydande. Neal (1997) fann att upp till två tredjedelar av det B som fanns i nederbördsvattnet var av antropogent ursprung. Bor från antropogena källor visade sig ge signifikanta förhöjningar i våtdeposition även långt från industriområdena (Neal et al., 1998). Detta skulle kunna innebära att återförsel av B från haven via nederbörd är av mindre vikt. Jahiruddin et al. (1998) skriver dock att B från havet utgjorde den huvudsakliga borkällan för en relativt oförorenad flod (River Dee) i nordöstra Skottland och att avrinningen ganska väl balanserades av borinnehållet i nederbörden. Detta stöds av en studie i Wales av Durand (1994). Borkoncentrationen i studien av

Jahiruddin et al. (1998) låg runt $26 \mu\text{g l}^{-1}$, vilket motsvarar $260 \text{ g ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ vid en nederbörd på 1 000 mm, d.v.s. runt 6–10 gånger högre än de högsta depositionsvärdena i Sverige.

Den för skogen normala borgödslingsgivan (för en trädgeneration, 100 år) är betydligt större än vad som deponeras i Sverige. Beräknat utifrån koncentrationerna av våtdepositionen av B som tidigare nämnts, ligger mängderna runt $2\text{--}10 \text{ g ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i norra Svealand och Norrland, vilket för en skogsgeneration innebär $0,2\text{--}1 \text{ kg B ha}^{-1}$. Depositionerna från den skotska studien av Jahiruddin et al. (1998) hamnar runt $2,6 \text{ kg B ha}^{-1}$ för en skogsgeneration, d.v.s. ungefär lika mycket som för den gödslade skogen i Sverige.

Den här litteraturstudien behandlar eventuella miljöeffekter till följd av det B som ingår i dagens kvävegödsel. Utgångspunkt för denna studie är en tidigare litteraturstudie av Thor et al. (1997) där B behandlas relativt ingående vad det gäller geokemi, brist samt växt- och djurtoxikologi. Litteratursökningar har gjorts i internationella databaser såsom CAB, Agris, Agricola, Biological abstracts och TREE.

Fakta om bor

Förutom borax ($\text{Na}_2[\text{B}_4\text{O}_5(\text{OH})_4] \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) och DOT ($\text{Na}_2\text{B}_8\text{O}_{13} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) som enligt Thor et al. (1997) är de två kommersiellt viktigaste boraterna inom jord- och skogsbruk, finns det ytterligare några som är värda att nämnas. Dessa bormineraler är borsyra (sasselit) ($\text{B}(\text{OH})_3$), kolemanit ($\text{Ca}[\text{B}_3\text{O}_4(\text{OH})_3] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) och ulexit ($\text{NaCa}[\text{B}_5\text{O}_6(\text{OH})_6] \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) och kan ingå i gödselmedel (Shorrocks, 1997). Av dessa är kolemanit det minst lösliga bormineralet (Power & Woods, 1997).

Bakgrundshalten av B varierar lite och styrs till största delen av markens turmalinnehåll. Turmalin som är det mest vanliga bormineralet är mycket svårutvattat (Eriksson, 1980). Vidare skriver Eriksson (1980) att totalhalten B ligger mellan ca 2–29 ppm, med de högsta värdena till följd av föroreningar. Enligt McBride (1994) är ett medelvärde globalt sett runt 9–85 ppm.

Användningsområdet för B är mycket stort, allt från att fungera som styrelement i kärnreaktorer (borisotopen ^{10}B har mycket stor förmåga att absorbera neutroner) till beståndsdel i flygbränsle. Borax används t.ex. som mjukgörare i tvättmedel och borsyra kan bl.a. användas som insekticid. Det som är viktigt för den här studien är dock att borax, borsyra, ulexit och kolemanit kan användas som borgödselmedel. De två första är lösliga och de två senare är svårösliga (Shorrocks, 1997). Enligt Dan Malm, Hydro-Agri, (pers. meddel.) användes tidigare kolemanit i gödselmedlet Skog-CAN, numera är det dock borsyra som ingår.

Kolemanit och ulexit kommer vid reaktion med någon fri syra att bilda borsyra och därmed fås en löslig form av B från en långsamtavgivande borkälla. Oavsett borkällan utgörs upptaget i växter av borsyra (Shorrocks, 1997). Borsyra och de flesta boraterna är mycket vattenlösliga och rör sig därför snabbt genom de flesta jordar (Wikner, 1983; Braekke & Finér, 1991). Power & Woods (1997) skriver att vid låga borkoncentrationer ($\leq 0,02 \text{ M}$), föreligger B i formerna av borsyra och boratanjon. Dock dominerar borsyra då $\text{pH} < 7$

(Shorrocks, 1997). Reaktionsmekanismen för borsyra är annorlunda jämfört med andra syror, i stället för att avge en proton accepteras en OH^- och bildar boratanjonen ($\text{B}(\text{OH})_4^-$) vid högt pH (McBride, 1994).

Borkoncentrationen i marklösningen kontrolleras till största delen av adsorptionsreaktioner precis som mängden vattenlösligt B tillgängligt för växter (Goldberg, 1997). Vidare skriver författaren att faktorer som påverkar bortillgängligheten och till vilken grad den binds till markpartiklar är lösningens pH, texturen, fuktigheten och temperaturen.

Adsorptionen till OH-grupper i organiskt material samt till Fe- och Al-oxider ökar med ökande pH (Wikner, 1983; Goldberg et al., 1993). Enligt Goldberg (1997) är adsorptionen som högst vid pH runt 9, över och under detta värde minskar adsorptionskapaciteten. Förutom att pH-höjning i sig leder till ökad adsorption i marken vid kalkning, ger även CaCO_3 viktiga ytor för boradsorption i kalkrika marker. Dock är låglösliga Ca-borater inget problem i jordar med lågt pH (Letho, 1995). Det har visat sig att samutfällning med Al och Fe vid pH 5–6 är en viktig faktor som leder till att B blir otillgängligt för växter efter kalkning (Wikner, 1983). Enligt Goldberg (1993) är mekanismen bakom bindningen till Fe- och Al-oxider ligandutbyte med reaktiva, ytliga hydroxylgrupper. Anjoner blir specifikt bundna till mineralytorna (både borsyra (trots att den är oladdad) och boratanjonen binder med svag jonbindning till brutna Al-O- och Si-O-bindningar som är svagt positivt laddade) (Goldberg, 1997). Konkurrerande joner såsom silikat, sulfat, fosfat och oxalat minskar storleksordningen av boradsorptionen till oxider. Förmågan hos konkurrerande anjoner till att medföra läckage av adsorberat B från oxider i ökande ordning: klorid < sulfat < arsenat < fosfat (Metwally et al., 1974 i Goldberg, 1997).

Boradsorptionen ökar med ökande lerhalt och varierar mellan olika typer av lermineral (Wikner 1983; Goldberg & Glaubig, 1986). Närvaro av klorid, nitrat och sulfat har en liten betydelse på boradsorptionen till ler, fosfat däremot minskar adsorptionen. Adsorptionen påverkas också av utbytbara katjoner (Jasmund & Lindner, 1973 i Goldberg, 1997).

Vad det gäller temperaturens inverkan på boradsorptionen, skriver Goldberg (1997) att adsorptionen ökar med ökande temperatur, men att detta kan bero på minskad markfuktighet då tillgängligheten av B minskar med minskande vattenhalt i marken.

Organiskt material är en viktig del i marken som påverkar mängden tillgängligt B och som dessutom binder mer B än mineraljord på viktbasis (Goldberg 1997; Yermiyahu et al. 2001). Adsorptionen sker snabbt och ökar med ökande pH (Goldberg, 1997). Bindningen av B till organiskt material tros ske till OH-grupper genom diolbindning (Mortvedt et al., 1972 i Eriksson, 1980). Det organiska materialet är huvudkälla till lösligt B i marken (Gupta, 1968 i Eriksson, 1980).

Bor och växter

Enligt Eriksson (1980) kommer växttillgängligt B troligtvis från turmalinets vittringsprodukter. Power & Woods (1997) skriver att ca 10 % av den totala mängden B i marken vanligtvis är tillgängligt för växter. Borttillgängligheten minskar med minskande vattenhalt i marken varvid risken för borbrist ökar. Borkkoncentrationen i marklösningen kontrolleras till största delen av adsorptionsreaktioner precis som mängden vattenlösligt B tillgängligt för växter (Goldberg, 1997). I och med att adsorptionen av B ökar med ökande pH, kommer växttillgängligheten att minska om pH-höjande åtgärder, såsom kalkning, utförs (Goldberg & Glaubig, 1986; Letho & Mälkönen, 1994). Ett alternativ till ökad adsorption kan vara att ett försämrat upptag hos rötterna uppstår och resultat tyder på att det är det högre pH-värdet som är avgörande för denna effekt och ej hög Ca-koncentration (Letho & Mälkönen, 1994). Dessutom skriver författarna att kalkning minskade koncentrationen organiskt material i humuslagret medan borgödsling ledde till ökad koncentration.

Borupptaget i högre växter är troligen en passiv process som är beroende av borsyrakoncentrationen i marklösningen, membranpermeabilitet, komplexbildning i celler och transpirationshastigheten (Hu & Brown, 1997). Det är viktigt att B finns tillgängligt i marken då en majoritet av växtarterna indikerar att B har en begränsad förmåga att translokeras (Eriksson, 1980; Möller, 1984; Stone, 1990; Brown & Shelp, 1997). Wikner (1983) skriver dock att tall troligen translokerar B från gamla till unga barr, eftersom tall har den största mängden B i unga barr. Vad det gäller gran ökar halten med åldern, vilket då skulle innebära att B ej translokeras från gamla till unga barr. Letho et al. (2000) har dock funnit att barrträd kan translokera B från skott till rot i floemet och att detta i högre utsträckning kan ske i gran jämfört med tall. Brown & Shelp (1997) skriver att B är unikt på så vis att det i många växter har en begränsad rörlighet medan det i andra växter är helt rörligt.

Bor verkar vara viktig för många processer i växter, bl.a. för celldelning, cellväggsbildning, sockertranslokering, proteinsyntes, membranfunktioner och sexuell reproduktion (Aronsson (1984; Gupta et al., 1985; Dell & Huang, 1997). Dessutom fann Camacho-Cristóbal & Gonzáles-Fontes (1999) att B verkar ha en stor betydelse i att upprätthålla en balanserad kol-kväve metabolism och att borbrist resulterar i en ökning av kolhydrater. Detta orsakas av en kraftig minskning i bladens innehåll av nitrat och därmed minskning i nitratreduktion. Borbrist leder till en försämrad celltillväxt och delning i rotmeristemregionen, vilket resulterar i hämning av rotförlängning. Detta innebär att skott-rot-förhållandet ökar och skulle kunna vara en anledning till ökad känslighet för stress såsom vattenbrist (Dell & Huang, 1997). Förutom hämning av rottillväxt fann Letho (1994a) att bildningen av mykorrhiza verkade hämmas av borbrist medan borgödsling ökade mykorrhizabildningen och fördubblade antalet rotspetsar i de översta 10 mm av humuslagret. Detta konfirmerades senare av Möttönen et al. (2001a). Vidare skriver Möttönen et al. (2001b) att en tillfredsställande borkoncentration verkar ge en ökad tålighet mot torka hos plantor.

Bor hör till de essentiella mikronäringsämnen och gränsen mellan brist och förgiftning är liten. I avsnittet ovan redovisades olika bristsymtom men även förgiftningssymptomen är viktiga, även om Aronsson (1984) skriver att det är

bättre med för mycket B än för lite, ty skadorna blir ekonomiskt allvarligare vid brist. Förgiftningssymptomen påverkar först och främst bladspets och bladkanter (Gupta et al., 1985). Gränsvärden för skador hos björk är ca 5 ppm vattenlösligt B i marken och runt 200 ppm i bladen (Eriksson et al., 1981). Enligt Wikner (1983) är normala borhalter för tall- och granbarr i Sverige mellan 5–20 ppm. Bristsymptom uppträder vid borhalter lägre än 3–5 ppm hos tall- och granbarr (Aronsson, 1983). Braekke (1983) skriver dock att halten av B i tall bör vara över 10 ppm och att 20–25 är en optimal nivå. Vid halter över 50 ppm börjar toxiska symptom uppträda.

Hänsyn måste tas till textur och pH då vattenlösligt B används för att uppskatta växttillgängligheten (Wear and Patterson, 1965).

Gödsling

Uppskattningsvis behandlas globalt ca 15 miljoner ha årligen med borgödsel. Mest används olika natriumborater men krossad mineral förekommer också (Shorrocks, 1997). Anledningen till att B ingår i dagens gödselmedel är, som också benämns i inledningen, att enbart kvävegödsling orsakade borbrist. Anledningen till att borbrist uppstår vid kvävegödsling är enligt flera författare utspädningseffekter till följd av ökad biomassatillväxt (Aronsson, 1985; Stone, 1990; Johnson et al., 1997). Trots minskningen i halter uppmätte Johnson et al. (1997) ett ökat upptag av näringsämnen. I de områden där B är nära bristnivån kan den ökade tillväxten till följd av kvävegödsling innebära att det ökade behovet av B ej kan tillfredsställas genom markens växttillgängliga innehåll (Aronsson, 1985). Mineralisering av organiskt material frigör en del B och risken för borbrist ökar då det organiska innehållet i marken minskar (Shorrocks, 1997). Å andra sidan anses komplexbindningar mellan B och organiskt material orsaka borbrist (Shorrocks, 1997). Enligt Wikner (1983) är det också möjligt att kvävegödsel medför minskad produktion av rot-exudat (socker, citron- och oxalsyra, vitaminer etc.), vilket kan ses i den minskade mikrobiella aktiviteten i rotzonen. Då dessa syror bildar lösliga komplex med bl.a. Al och Fe är de väldigt viktiga i processen med upplösningen av seskvioxider, huvudkällan av B vid torka då det organiska skiktet ej längre kan förse växter med B. Detta innebär att borbrist i naturliga skogar huvudsakligen kan förväntas i jordar som saknar välutvecklad B-horisont (Wikner, 1983).

Borax och borsyra är lättlösliga i jord och snabbt tillgängliga för växtupptag, dock kan den B som ej tas upp eller adsorberas i marken lakas ut ur systemet under hösten och vintern (Möller, 1984; Shorrocks, 1997). Borbrist riskeras då under följande sommar i och med att B ej i någon hög utsträckning translokeras från äldre barr till yngre (t.ex. Möller, 1984; Stone, 1990). Minskat borupptag till följd av avverkning kan också leda till ett ökat läckage av B (Wikner, 1983).

Enligt Shorrocks (1997) skall lösliga borater tillsättas på samma sätt som kvävegödselmedel. För jordbruk innebär detta att gödslingen skall ske på våren så att preparatet skall hinna förflytta sig till rotzonen. Dock får ej gödslingen ske för tidigt eftersom risken för läckage då ökar. Skogsgödsling sker mellan maj-juli, beroende på i vilken del av Sverige det är fråga om. Risken för kvarvarande effekter av borgödsel beror på flera markfaktorer, särskilt sådana som påverkar adsorption/desorption och läckage. Detta gör det svårt att uppskatta hur lång

tid det tar innan kvarvarande effekter försvinner utan att göra markstudier i de områden som gödslats. En gödslingsgiva på 1–2 kg B ha⁻¹ lättlösligt borat på en mark med lite grövre textur kommer troligen bara att vara effektiv under det första året och endast en mindre mängd kommer att finnas kvar till följande säsong. Mellan 5–15 % av den tillsatta bormängden togs upp av grödan under det år som gödslet tillsattes (Shorrocks, 1997). Braekke & Finer (1991) skriver att gödslet Borax ”natriumborat” var särskilt lakningsbenägen, inte ens en giva på 3,2 kg B ha⁻¹ kompenserade för de totala förlusterna på torvmark.

I en studie av Letho (1995) konstaterades att en avsevärd mängd adsorberat B fanns i humuslagret i okalkade bestånd, vilket antagligen beror på den stora mängden organiskt material i humusen. Den stora retentionskapaciteten på ca 2,1 kg B ha⁻¹ i mårskiktet kan jämföras med den rekommenderade givan för B som är ca 1,5 kg B ha⁻¹ (Letho, 1995). Detta antyder att läckaget i skogsjordar med utvecklat mårskikt ej behöver vara så stort och att det mesta av den tillsatta bormängden kan adsorberas i humusen. Efter kalkning ökade retentionen i mårskiktet till runt 4,1 kg B ha⁻¹ (Letho, 1995). Även Baker & Mortensen (1965) fann att mer av det tillsatta borgödslet stannade kvar i kalkad jord än i okalkad jord. Kalkning minskade nedåttransporten från ytskiktet (0–15 cm) till underliggande skikt (25–40 cm). Anledningen till den ökade retentionen efter kalkning har tagits upp i tidigare avsnitt. Kalkning kan dock leda till ett ökat antal döda rotspetsar, troligen till följd av ökad jonstyrka och högre pH (Letho, 1994b).

Enligt Yermiyahu et al. (2001) är organiskt material viktigt för fördelningen av B mellan den fasta och vätskefasen i marken, och kan ha en avgörande effekt på borupptaget hos växter. Tillsatsen av organiskt material till jord kan minska eller öka borupptaget hos växter beroende på borhalterna i jorden. Om halten är hög kan en minskning av lösligt B fås. Därmed minskar tillgängligheten och risken för växter att förgiftas. I sandiga jordar kan utlakningen minskas, och därmed öka bormängden tillgodo för växterna (Yermiyahu et al., 2001).

Borgödsling med 1,5 kg B ha⁻¹ fördubblade antalet rotspetsar i de översta 10 mm av humuslagret. Dessutom ökade mängden mykorrhiza till följd av borgödsling (Letho, 1994a).

I gödslingsstudier kom Braekke (1983) fram till att optimala doser ligger mellan 1,5–2 kg B ha⁻¹ och att detta är tillräckligt för att ge 20 års bra tillväxt. Gödslingsgivor på upp till 5 kg B ha⁻¹ medförde inga noterbara skador på barren enligt Aronsson (1984). Braekke (1983) däremot fann tydliga skador redan vid 4,5 kg B ha⁻¹ och rekommenderar att inte högre doser än 2,5 kg B ha⁻¹ ges.

Vid depositionsstudier av Lang et al. (1986) uppmättes att 0,07–4,2 kg B ha⁻¹ år⁻¹ medförde en borkoncentration i marken på <1,0 mg L⁻¹, vilket är en ofarlig nivå för de flesta växter. Bladhalten hos Douglasgran (*Pseudotsuga menziesii*) varierade mellan 28–82 ppm och hos svartek (*Quercus kelloggii*) mellan 96–350 ppm vid denna deposition. Trots hög halt, åtminstone i svartek, uppvisade ingen av dessa några tecken på förgiftning (Lang et al., 1986). Vid längre tids (flera år) deposition av 1,5 kg B ha⁻¹ år⁻¹ uppnåddes dock en markhalt på strax över 1 mg l⁻¹, vilket är en halt som kan vara något toxisk (Lang et al., 1986). Detta tyder på att B kan ackumuleras och till slut nå toxiska nivåer även vid en lägre kontinuerlig deposition.

Wang et al. (1999) fann inga förgiftningstendenser i fält där raps och ris odlas i växtföljd trots borgödsling med mellan 4–8 ggr den rekommenderade dosen (1,1–1,65 kg ha⁻¹). Att risken för borförgiftning var liten ansågs bero på en relativt stor bortförsel av B via skörden, omfördelning till följd av läckage i 0–60 cm skiktet samt på adsorption av B. Efter 2–3 år återstod endast 2,5–11 % av den tillsatta mängden B i de översta 20 cm. För många jordar är risken liten att drabbas av förgiftning efter borgödsling med rekommenderad dos.

Under de närmaste sex åren efter gödsling med 150 kg N ha⁻¹ (skog-CAN) uppmättes endast en signifikant skillnad i borhalt i lysimetervatten på ca 50 cm djup i försöket 249 Riddarhyttan (Eva Ring, SkogForsk, pers. medd., 2001). Sex år efter gödslingen var borhalten signifikant högre i de gödslade försöksytorna jämfört med kontrollen. Orsaken till denna ökning är oklar. Endast ett fåtal mätningar har gjorts i försöket och då den första mätningen utfördes ca 8 månader efter gödseltillfället kan eventuella effekter ha missats.

Då en långtidseffekt av gödsel vill uppnås, såsom i skogsbruk, kan användning av krossad mineral vara ett alternativ (Shorrocks, 1997). Krossade mineraler (ulexit och kolemanit) som ofta ges tillsammans med NPK-gödsel kommer, som tidigare nämnts, vid reaktion med någon fri syra att bilda borsyra varvid en lättlöslig form av B (borsyra) bildas från en långsamtavgivande borkälla.

En studie där borgödsling gjorts med mineralet ulexit (storlek mellan 2–5 mm) har utförts av Olykan et al. (1995) i ett fyraårigt bestånd med radiatata tall (*Pinus radiata*). Marken behandlades med 7,4 kg B ha⁻¹ endera ensamt eller tillsammans med kväve (400 kg urea-N ha⁻¹). Ett år efter behandling innehöll den borgödslade jorden 1,3 ppm mer växttillgängligt (varm CaCl₂-löslig fraktion) B än den ogödslade. Den här fraktionen som uppgick till 2,85 ppm hade adsorberats i de översta 20 cm av profilen och antogs innehålla ca 40 % av den tillförda mängden. I trädbiomassan över mark återfanns 0,5 % av den tillförda bormängden. Olykan et al. (1995) kom fram till att ulexit är en effektiv långvarig borkälla. Borupptaget påverkades inte av kvävegödsling, men ökade fyrfaldigt efter borgödsling. Dessutom ökade även upptaget av andra näringsämnen efter borttillförsel. Detta kan jämföras med Johnson et al. (1997) som uppmätte ett ökat upptag av näringsämnen efter kvävegödsling. Tillsats av B och kväve tillsammans gav ingen skillnad i tillväxt jämfört med att enbart tillföra B (Olykan et al., 1995). Detta tyder på att kväve redan fanns i tillräcklig mängd (C/N-kvot mellan 14–15 i 0–20 cm skiktet) och att B var det näringsämne som begränsade tillväxten. Ett förhållande som i Sverige kan uppstå efter kvävegödsling.

För höga halter av B är ovanligt men kan uppstå efter tillförsel av bl.a. slam och aska (Stone, 1990). I flygaska efter förbränning av kol kan borhalterna variera mycket och toxiska nivåer är inte ovanligt (Matsi & Keramidas, 2001; Schumann et al., 2001). Vid tillsats av aska tenderade markens adsorptionsförmåga av B att öka, dock ökade ej bindningsstyrkan varför 80–100 % av adsorberat B lätt kunde frigöras till marklösningen (Matsi & Keramidas, 2001). Dessutom var desorptionen större i de flygaskabehandlade ytorna än i de obehandlade. En orsak till detta är den stora konkurrensen av OH-joner då pH stiger, eller närvaron av konkurrerande joner såsom silikater eller fosfater i flygaskan (Matsi and Keramidas, 2001). Genom att blanda flygaska, slam och hönsgödsel borde en god näringsammansättning kunna uppnås, särskilt vad

det gäller N, P och K och dessutom minska risken för borförgiftning (Schumann et al. 2001).

Då borgödselmedel används i de rekommenderade mängderna skriver Lloyd (1998) att de är helt säkra och inte orsakar någon förgiftning.

Timbor

Westlund och Nohrstedt (2000) skriver att miljöskydd är ett primärt mål för det moderna skogsbruket. Trots detta finns ej i någon större omfattning undersökningar rörande negativ inverkan på miljön vid stubbehandling med B. Mängden B som sprids genom stubbehandling vid gallring är ca 1 kg B ha⁻¹, d.v.s. ungefär den dos som ges vid gödsling. Dock kommer dosen runt stubben att ligga mellan motsvarande 60–200 kg B ha⁻¹. Skadesymptom hos barrträd har visat sig redan vid 4–5 kg ha⁻¹ (Aronsson, 1984; Braekke, 1983). Växtskador kan uppkomma vid borkkoncentrationer i marken överstigande 5 ppm (Eriksson m.fl., 1981). Efter en behandling med Timbor motsvarande 100 kg B ha⁻¹ uppmättes en koncentration i humusskiktet mellan 70–560 ppm sex dagar efter behandling. Detta var hälften av den B som tillsattes, resterande mängd antas att till stor del ha tagits upp av växter eftersom utlakning ej borde ha skett i någon större utsträckning då det ej regnat under perioden. Med tiden minskade halten i humusskiktet och ökade i mineraljorden, vilket visar på transport nedåt i profilen. Ett år efter behandlingen varierade borhalten mellan 3–10 ppm (Westlund och Nohrstedt, 2000). Detta visar att toxiska halter fortfarande kan finnas kvar ett år efter behandling.

Pratt m.fl. (1996) undersökte läckaget av dinatriumoktaborat (DOT) (Na₂B₈O₁₃ · 4H₂O) tillsats på stubbar efter avverkning. Undersökningen utfördes under förhållanden (bl.a. hög nederbörd och mild vinter) som gynnar läckage. Efter avverkning (35 % av avrinningsområdet) och tillsats av DOT ökade borhalten markant i avrinningsområdets ”utlopp”, från 17 µg l⁻¹ till 140 µg l⁻¹ (hög koncentration trots att nederbörden var riklig under denna tid). Den högsta uppmätta koncentrationen av B var ungefär en tiondel av den rekommenderade vattenkvaliteten (2 mg l⁻¹) för skyddandet av fisk. Ett år efter behandling med DOT hade bakgrundsvärden åter uppnåtts. Beräkningar visade att ca 4,1 kg B (11,5 %) av den tillsatta mängden hade läckt under behandlingstiden, men att den slutliga mängden troligen skulle vara den dubbla. En svensk studie gjord visar på liknande resultat, med en höjning av borhalten från 2 ppm till 100 ppm i de översta 15 cm av markprofilen (Torstensson, 1996 i Thor et al., 1997). Efter ca ett år var halterna nere på bakgrundsnivå igen. Undersökning gjordes även av ytvatten (stillastående vatten, rännil och dike). Halterna steg kraftigt direkt efter gallring och behandling. Det högsta värdet som uppnåddes var 120 ppb från en bakgrundsnivå på 3–4 ppb. Halterna var åter på bakgrundsnivån 6–11 veckor efter avslutad gallring (Torstensson, 1996 i Thor et al., 1997).

Enligt Westlund & Nohrstedt, (1997) bör behandling av stubbar undvikas under växtsäsongen i bestånd med utvecklad markvegetation. Efter behandling med Timbor var nämligen dödligheten mellan 80–100 % av både kärleväxter och mossor. Försök med urea visade att detta var något mer toxiskt än borat. Vidare skriver Westlund och Nohrstedt (1997) att även om ett fällaggregat som

bara träffar själva stubbytan med borpreparatet, kommer giftet fortfarande att hota vedlevande insekter i stubbarna.

Toxicitet

Däggdjur är relativt okänsliga för B och enligt Nielsen (1997) uppträder symptom om oralt intag överskrider en koncentration på 100 ppm. Det acceptabla intaget av B har dock beräknats på lite olika sätt av olika författare och varierar därför i litteraturen. Enligt Anonym (1996) är en acceptabelt säker nivå för en vuxens borintag mellan 1–13 mg B dag⁻¹. Murray (1996) skriver att ett acceptabelt dagligt intag (ADI) ligger på 0,3 mg B kg⁻¹ om en osäkerhetsfaktor på 10^{1,5} används vid NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) på 9,6 mg B dag⁻¹ kg⁻¹. Detta innebär att en person på 60 kg kan få i sig 18 mg B dag⁻¹ utan att riskera några permanenta skador. Hubbard & Sullivan (1996) menar emellertid att NOAEL på 9,6 mg B dag⁻¹ kg⁻¹ gäller för råttor, och att motsvarande för människor skulle innebära ett acceptabelt intag på upp till 3,3 g borsyra per dag.

Normalt varierar det dagliga intaget mellan 0,29–3,15 mg B dag⁻¹ med de högsta halterna i frukt, grönsaker, baljväxter och nötter (Nielsen, 1997; Pahl et al., 2001). Dock kan dricksvattnet stå för det största intaget av B beroende på vattnets borhalt (Nielsen, 1997). Dricksvatten för humankonsumtion har ett gränsvärde på 1 ppm B både i Sverige (Anon., 1993) och EU. Fisk, kött och de flesta spannmålsprodukterna har låg halt av B (Nielsen, 1997). Majoriteten av borintaget lämnar kroppen via urinen (Nielsen, 1997; Pahl et al., 2001). I de koncentrationer som B uppträder i miljön, vare sig det är i livsmedel eller dricksvatten har riskanalyser visat att inga hälsorisker för människor föreligger (Anon. 1995).

Djurstudier kan ej påvisa att risken för cancer ökar vid exponering av borsyra, dock grundar sig detta på ett fåtal studier. Inga studier har gjorts på människor gällande cancer, men andra studier som gjorts på människor tyder på kortvariga irritationer på de övre luftvägarna och ögonen (Anon. 1998). Djurstudier har visat att höga doser kan orsaka störningar i tillväxt och reproduktion (Pahl et al., 2001). Eriksson (1980) skriver att det i en studie gavs 4 g borsyra per dygn till en frisk vuxen person under 30–70 dagar och att detta endast givit lätta symptom på förgiftning.

Vad det gäller fiskar, blev flera arter förgiftade vid koncentrationer mellan 10–300 mg B l⁻¹. Yngel från regnbåge var mest känslig där den lägsta nivån med observerade effekter var i området 1,1–1,73 mg B l⁻¹ (Anon., 1998).

Groddjur reagerar på B vid ungefär samma koncentration som fisk, d.v.s. 9,6 mg B l⁻¹ för detekterbara effekter (Raymond and Butterwick, 1992). För hinnkräftor (vattenloppor) ligger NOEC (No Observed Effect Concentration) och LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) vid ungefär 6 och 13 mg B l⁻¹. Borhalter upp till 10 mg B l⁻¹ vållar inga problem för marina växtplankton. Toxiciteten av B i sötvatten har i studier visat sig ha ett större spann än i havsvatten. LC₅₀ ligger mellan 5–3 000 mg B l⁻¹ för sötvatten och mellan 12–90 mg B l⁻¹ för havsvatten (Raymond and Butterwick, 1992).

Skadegörande insekter och svampar har under lång tid bekämpats med borater tack vare dess effektivitet, hanterbarheten och att B ej anses så skadlig för miljön (Peylo & Willeitner, 2001). De flesta studier som gjorts gällande effekter av B på insekter och svampar har använt relativt höga koncentrationer (%) i och med att bekämpning varit syftet (t.ex. Jones, 1991; Suomi & Akre, 1992; Myles, 1994 i Thor et al., 1997). Insekter torde inte drabbas av några negativa effekter till följd av skogsgödsling (Jan-Olov, Weslien, SkogForsk, pers. meddel.). Detta grundar sig på att det är osannolikt att ett gödslingskorn t.ex. skulle hamna i en blåbärsblomma och därmed kunna skada pollinerande insekter. Dessutom kommer den mycket lösliga borsyran troligen att sköljas ned i marken vid första regntillfället efter gödsling. Detta stöds av Potter (1992) (i Thor et al., 1997) som skriver att ett boratpreparat var effektivt som bekämpningsmedel inomhus men ineffektivt utomhus p.g.a. den alltför höga lösligheten.

Bakterier är relativt toleranta mot B. Akuta och kroniska effekter fås vid koncentrationer mellan 8–340 mg B l⁻¹, med de flesta värden överstigande 18 mg B l⁻¹. Studier på grönalger i sötvatten visade att inga kroniska effekter uppstod vid koncentrationer mellan 10–24 mg B l⁻¹. Baserat på akuttoxicitetsvärden är ryggradslösa djur mindre känsliga mot B än mikroorganismer. Många ryggradslösa djur tål mellan 100–200 mg B l⁻¹ utan att drabbas av förgiftning, men ända upp till 1376 mg B l⁻¹ har observerats. Jämförelser mellan NOEC som ligger på 1 mg B l⁻¹, och de generella naturliga värdena tyder på att risken för skadliga koncentrationer i det akvatiska ekosystemet är liten (Anon., 1998).

Bor har små till inga effekter alls på många markorganismer (Kliejunas, 1991).

Diskussion

Många studier gällande kvävegödsel och dess effekter på mark, vegetation och markfauna har gjorts (t.ex. Falck 1981, Gerhardt och Kellner 1986, Kardell 1983, Lohm et al. 1977, Mäkipää 1994 i Nohrstedt & Westling, 1995), dock har ingen behandlat huruvida B i gödselmedel har någon negativ effekt på miljön. En anledning till detta kan vara att B ej ingick i det gödselmedel som användes i äldre försök (Thor et al., 1997). Anledningen till att B numera ingår i all kvävegödsel för användning i skogen (Skog-CAN) beror på att man, som tidigare nämnts, under 70-talet upptäckte att ensidig kvävegödsling gav tillväxtestörningar till följd av borbrist. Olykan et al. (1995) fann att borttillförsel ökade upptaget av andra näringsämnen. Detta kan bero på ökad biomassatillväxt och den ökade mängden näring som härvid krävs. En alternativ förklaring är att upptaget ökar till följd av den ökade mängden rotspetsar och mykorrhiza som Letho (1994a) och Möttönen et al. (2001a) fann efter borgödsling. Den minskade mängden rotexudat efter kvävegödsling som nämns av Wikner (1983) och som indirekt orsakar mindre tillgång på näringsämnen kan kanske kompenseras via ökad mykorrhizabildning då B tillförs.

En för skogen normal borgiva på ca 1 kg ha⁻¹ kan till stor del adsorberas i humusen (Letho (1995) och där utgöra en borkälla för de högre växterna under en längre tid. Mängden organiskt material avgör hur mycket som kan adsorberas (Yermiyahu, 2001). Braekke (1983) kom fram till att en sådan giva kan

räcka för 20 års bra tillväxt. En mark med grövre textur däremot kommer troligen att utlakas på B relativt snabbt (Shorrocks, 1997). Även Möller (1984) uttrycker dessa farhågor. En användning av mindre lättlösligt borgödsel som kolemanit eller ulexit skulle kunna motverka detta (Olykan et al., 1995; Shorrocks, 1997). I skog-CAN användes tidigare kolemanit, men av någon anledning har man övergått till borsyra som är ett mycket lätttröligt borpreparat. Dock har ej toxiska nivåer i vattendrag ens kunnat uppmätas efter betydligt större bortillsatser av lättlösliga preparat än vad som används vid skogsgödsling. Ytterligare en faktor som kan minska risken för gifteffekter och utlakning är att skog-CAN innehåller kalk. Kalken skulle kunna innebära att mer B kan adsorberas i marken. Den mängd kalk som ingår är dock troligen för liten för att inducera borbrist (jfr. Wikner, 1983; Letho, 1995).

Det verkar ej troligt att den mängd B som finns i kvävegödsel skall orsaka några skador hos människor, växter, djur eller några andra organismer i vare sig terrestra eller akvatiska miljöer. För att bekräfta detta behövs dock studier utföras inom de geografiska områdena där gödsling är aktuellt.

Ett aktuellt ämne i skogsbruket är gödsling med aska. Undersökningar har dock visat att flygaska kan innehålla mycket höga halter av B, vilket ökar risken för förgiftning (Matsi & Keramidas, 2001; Schumann et al., 2001). Trots att pH stiger efter asktillförsel och därmed ökar adsorptionen kunde så gott som allt B frigöras till marklösningen. Detta beroende på konkurrensen av andra anjoner i askan (Matsi & Keramidas, 2001). Genom att blanda flygaska med organiska gödselmedel finns möjligheter att en god näringssammansättning kan uppnås och dessutom minska risken för borförgiftning (Schumann et al., 2001).

Slutsats

Med utgångspunkt från den litteratur som hittills finns om B, är det ej möjligt att med säkerhet bedöma risken till följd av den B som ingår i skogsgödslingspreparat. Det verkar dock inte troligt att några större risker föreligger.

Referenser

- Ahl, T. & Jönsson, E. 1972. Boron in Swedish and Norwegian fresh waters. *Ambio* 1:66–70.
- Anon. 1993. Livsmedelverkets kungörelse om dricksvatten. Livsmedelverket. SLV FS 1993:35. Uppsala, 73s.
- Anon. 1995. ECETOC. Reproductive and general toxicology of some inorganic borates and risks assessment for human beings. Technical Report No. 63.
- Anon. 1996. Trace elements in human nutrition and health. World Health Organisation, WHO/FAO/IAEA, Geneva. pp. 175–179.

- Anon. 1998. Boron. Environmental Health Criteria. <http://toxnet.nlm.nih.gov> (2002-01-09).
- Aronsson, A. 1983. Growth disturbances caused by boron deficiency in some fertilized pine and spruce stands on mineral soils. *Commun. Inst. For. Fenn.* 116:116–122.
- Aronsson, A. 1984. Inverkan av mikronäringsgödsling på barrhalterna i ett ungt tallbestånd. *K. Skogs- o. Lantbr.akad. tidskr. Suppl.* 16:67–70.
- Aronson, A. 1985. Indikationer på stress vid obalans i trädens växtnäringsinnehåll. *K. Skogs- o. Lantbr.akad. tidskr. Suppl.* 17:40–51.
- Baker, A.S. & Mortensen, W.P. 1965. Residual effect of single borate applications on western Washington soils. *Soil Science*, 102:173–179.
- Braekke, F.H. 1983. Occurrence of growth disturbance problems in Norwegian and Swedish forestry. *Commun. Inst. For. Fenn.* 116:20–25.
- Braekke, F.H. & Finer, L. 1991. Fertilization effects on surface peat of pine bogs. *Scand. J. For. Res.* 6:433–449.
- Brown, P.H. & Shelp, B.J. 1997. Boron mobility in plants. *Plant Soil* 193:85–101.
- Camacho-Cristóbal, J. J. & Gonzáles-Fontes, A.(1999). Boron deficiency causes a drastic decrease in nitrate content and nitrate reductase activity, and increases the content of carbohydrates in leaves from tobacco plants. *Planta* 209:528–536.
- Dell, B. & Huang, L. 1997. Physiological response of plants to low boron. *Plant Soil* 193:103–120.
- Durand, P., Neal, C., Jeffery, H.A., Ryland, G.P., & Neal, M. 1994. Major, minor and trace element budgets in the Plynlimon afforested catchments (Wales): general trends, and effects of felling and climate variations. *J. Hydrol.*, 157:139–156.
- Eriksson, J. 1980. Bor i mark och vegetation kring en glasullsindustri. SLU, Inst. f. markvetenskap. Uppsala, 58 s. Examensarbete.
- Eriksson, J., Bergholm, J. & Kvist, K. 1981. Injury to vegetation caused by industrial emissions of boron compounds. *Silva Fennica* 15:459–464.
- Goldberg, S. 1997. Reactions of boron with soils. *Plant Soil* 193:35–48.
- Goldberg, S. & Glaubig, R. A. 1986. Boron adsorption on California soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1173–1176.
- Goldberg, S., Forster, H. S. & Heick, E. L. 1993. Boron adsorption mechanisms on oxides, clay minerals and soils inferred from ionic strength effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:704–708.
- Gupta, U.C., Jame, Y.W., Campbell, C.A., Leyshon, A.J. & Nicholaichuk, W. 1985. Boron toxicity and deficiency: A review. *Can. J. Soil Sci.* 65:381–409.
- Hu, H. & Brown, P.H. 1997. Absorption of boron by plant roots. *Plant Soil* 193:49–58.
- Hubbard, S.A. & Sullivan, F.M. 1996. Toxicological effects of inorganic boron compounds in animals: A review of the literature. *J. Trace Elem. Exp. Med.* 9:165–173.

- Johnson, D.W., Ball, J.T. & Walker, R.F. 1997. Effects of CO₂ and nitrogen fertilization on vegetation and soil nutrient content in juvenile ponderosa pine. *Plant Soil* 190:29–40.
- Jahiruddin, M., Smart, R., Wade, A.J., Neal, C. & Cresser, M.S. 1998. Factors regulating the distribution of boron in water in the river Dee catchment in north east Scotland. *Sci. Total Environ.* 210/211:53–62.
- Karsky, R.J., Cram, M. & Thistle, H. 1998. New methods of borax to tree stumps for control of *Heterobasidion annosum*. In: *The 1998 Brighton Crop Protection Conference: Pests and Diseases*. Volume 3: Proceedings of an International Conference, Brighton, UK, 16–19 November 1998. pp 887–890.
- Kliejunas, J. 1991. An evaluation of the Verdi Sale, Sierraville Ranger District, Tahoe National Forest, for potential Impact of *Annosus* Root disease. Report No. R91–05.
- Lang, F.J., Bingham, F.T., Hendrix, F.F. & Crane, N.L. 1986. Boron deposition on soil and native vegetation from geothermal emissions. *J. Environ. Qual.* 15:260–265.
- Letho, T. 1994a. Effects of liming and boron fertilization on mycorrhizas of *Picea abies*. *Plant Soil* 163:65–68.
- Letho, T. 1994b. Effects of soil pH and calcium on mycorrhizas of *Picea abies*. *Plant Soil* 163:69–75.
- Letho, T. 1995. Boron retention in limed forest mor. *For. Ecol. Manage.* 78:11–20.
- Lloyd, J.D. 1998. Borates and their biological applications. The Int. Res. Group on Wood Pres. 29th Annual meeting Maastricht, Netherlands. 24 s.
- Letho, T., Kallio, E. & Aphalo, P.J. 2000. Boron mobility in two coniferous species. *Ann. Bot.* 86:547–550.
- Letho, T. & Mälkönen, E. 1994. Effects of liming and boron fertilization on boron uptake of *Picea abies*. *Plant Soil* 163:55–64.
- Matsi, T. & Keramidis, V.Z. 2001. Alkaline fly ash effects on boron sorption and desorption in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:1101–1108.
- McBride, M.B. 1994. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
- Murray, F.J. 1996. Issues in boron risk assessment: Pivotal study, uncertainty factors, and ADIs. *J. Trace Elem. Exp. Med.* 9:231–243.
- Möller, G. 1984. Synpunkter på mikronäringsämnen inom skogsbruket med särskild hänsyn till borsituationen. *K. Skogs- o. Lantbr.akad. tidskr. Suppl.* 16:41–58.
- Möttönen, M., Letho, T. & Aphalo, P.J. 2001a. Growth dynamics and mycorrhizas of Norway spruce (*Picea abies*) seedlings in relation to boron supply. *Trees* 15:319–326.
- Möttönen, M., Aphalo, P.J. & Letho, T. 2001b. Role of boron in drought resistance in Norway spruce (*Picea abies*) seedlings. *Tree Physiol.* 21:673–681.

- Nielsen, F.H. 1997. Boron in human and animal nutrition. *Plant Soil* 193:199–208.
- Neal, C. 1997. Boron water quality for the Plynlimon catchments, mid-Wales. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 1:619–626.
- Neal, C., Smith, C.J. & Hill, S. 1992. Forestry impact on upland water quality. Institute of hydrology, Report No. 119. Wallingford, 50 s.
- Neal, C., Fox, K.K., Harrow, M. & Neal, M. 1998. Boron in the major UK rivers entering the North Sea. *Sci. Total Environ.* 210/211:41–51.
- Nohrstedt, H.-Ö. & Westling, O. 1995. Miljökonsekvensbeskrivning av STORA Skogs gödslingsprogram. Del 1, faktaunderlag. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Rapport IVL B 1218. Aneboda. 90 s.
- Olykan, S.T., Adams, J.A., Nordmeyer, A.H. & McLaren, R.G. 1995. Micronutrient and macronutrient uptake by *Pinus radiata*, and soil boron fractions, as affected by added nitrogen and boron. *N. Z. J. For. Sci.* 25:61–72.
- Pahl, M.V., Culver, B.D., Strong P.L., Murray, F.J. & Vaziri, N.D. 2001. The effect of pregnancy on renal clearance of boron in humans: a study based on normal dietary intake of boron. *Toxicological Sciences: an Official Journal of the Society of Toxicology* 60:252–256.
- Peylo, A. & Willeitner, H. 2001. Bewertung von Boraten als Holzschutzmittel. *Holz als Roh- und Werkstoff* 58:476–482.
- Power, P.P. & Woods, W.G. 1997. The chemistry of boron and its speciation in plants. *Plant Soil* 193:1–13.
- Pratt, J.E., Nisbet, T.R., Tracy, D.R. & Davidson, J. 1996. Boron content in surface water run-off from a clear-felled conifer crop in west Scotland following stump treatment with disodium octoborate tetrahydrate. *Scand. J. For. Res.* 11:370–374.
- Raymond, K. & Butterwick, L. 1992. Perborate. I: Hutzinger, O. (red.). *The handbook of environmental chemistry. Vol. 3. Detergents.* de Oude, N. T. (vol. red.). Springer Verlag. s. 288–315.
- Schumann, A.W. & Sumner, M.E. 2001. Chemical evaluation of nutrient supply from fly ash-biosolids mixtures. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:419–426.
- Shorrocks, V.M. 1997. The occurrence and correction of boron deficiency. *Plant Soil* 193:121–148.
- Stone, E.L. 1990. Boron deficiency and excess in forest trees: A review. *For. Ecol. Manage.* 37:49–75.
- Thor, M., Nohrstedt, H.-Ö. & Weslien, J. 1997. Möjliga miljöeffekter av stubb-behandling med TimBor, Rotstop (pergamentsvamp) och urea – en litteraturstudie. (SkogForsk, Arbetsrapport nr 351), Uppsala. 46 s.
- Wang, K., Yang, Y., Bell, R.W., Xue, J.M., Ye, Z.Q. & Wei, Y.Z. 1999. Low risk of toxicity from boron fertiliser in oilseed rape-rice rotations in southeast China. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 54:189–197.

- Wear, J.I. & Patterson, R.M. 1965. Effect of soil pH and texture on the availability of water-soluble boron in the soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 26:344–346.
- Westlund, A. & Nohrstedt, H.-Ö. 1997. En studie av akuta skador på vanliga skogsmarksväxter orsakade av medel för bekämpning av rotröta. (SkogForsk, Arbetsrapport nr 373), Uppsala. 16 s.
- Westlund, A. & Nohrstedt, H.-Ö. 2000. Effects of stump-treatment substances for root-rot control on ground vegetation and soil properties in a *Picea abies* forest in Sweden. *Scand. J. For. Res.* 15:550–560.
- Wikner, B. 1983. Distribution and mobility of boron in forest ecosystems. *Commun. Inst. For. Fenn.* 116:131–141.
- Yermiyahu, U., Keren, R. & Chen, Y. 2001. Effect of composted organic matter on boron uptake by plants. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:1436–1441.

Personligt meddelande

Malm, Dan., Hydro Agri

Ring, Eva., SkogForsk.

Weslien, Jan-Olov., SkogForsk.