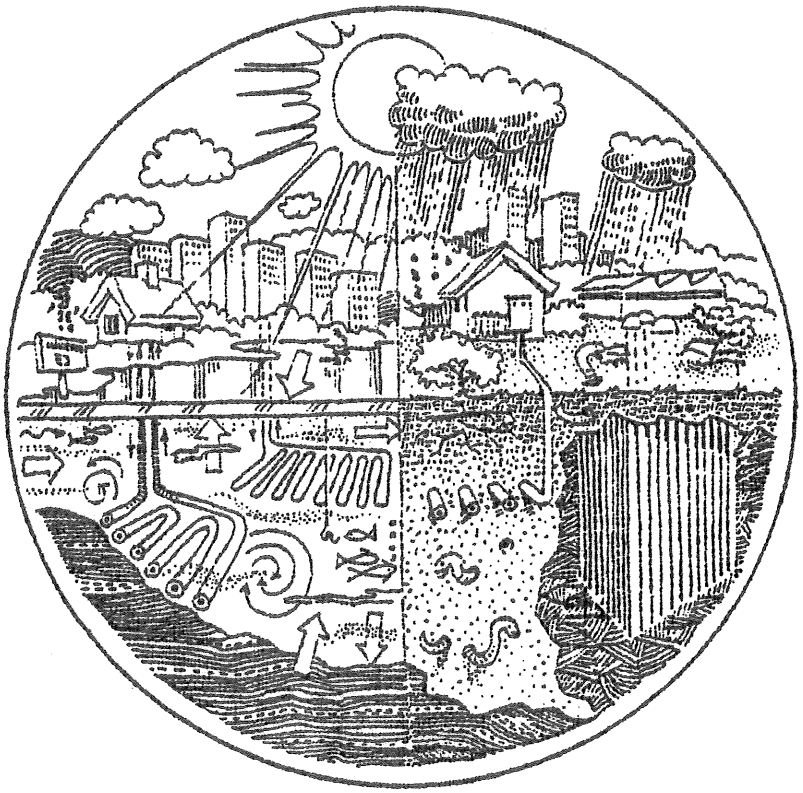
Institutionen för vattenbyggnad
Chalmers Tekniska Högskola

Department of Hydraulics
Chalmers University of Technology

ISSN 0348 - 1069

SEMINARIUM OM MILJÖEFFEKTER VID NATURVÄRMESYSTEM



Dokumentationen sammanställd av
Stig Hård, VIAK AB

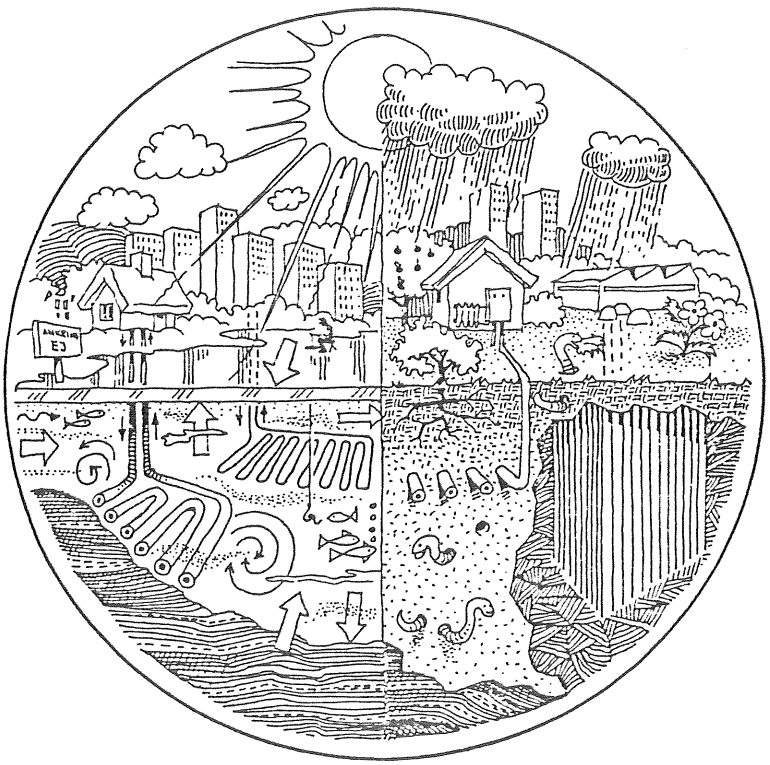
Report
Series B:42

Göteborg 1983

SEMINARIUM OM MILJÖEFFEKTER VID NATURVÄRMESYSTEM

BFR-Seminarium Aspenäsgården
oktober 1983

Dokumentationen sammanställd av
Stig Hård, VIAK AB



Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 811394-1 från Statens råd för byggnadsforskning till Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers tekniska högskola.

INNEHÅLL

		Sid.nr
	FÖRORD	
1.	YTJORDVÄRME	1
1.1	Fysikaliska effekter av ytjordvärmeuttag, simulerade uttag för olika marker och klimat, Per-Erik Jansson, Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna	1
1.2	Markbiologiska effekter av ytjordvärmesystem, Heléne Lundkvist, Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna	10
1.3	Effekter på prydnadsväxter av ytjordvärmeuttag, Roland Svensson, Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp	19
1.4	Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet ytjordvärmesystem	27
2.	YTVATTENVÄRME	30
2.1	Konsekvens av värmeuttag på fysiska förhållanden i sjöar, Lars Bengtsson, avd. hydrologi, Uppsala universitet	30
2.2	Effekter på bottenfauna vid värmeuttag ur sjösediment, Lars Leonardsson, Limnologiska institutionen, Lunds universitet	64
2.3	Effekter av sedimentvärmeuttag på sediment och fisk, Olof Lessmark, Limnologiska institutionen, Lunds universitet	75
2.4	Effekter på makrofyter (vattenväxter) vid värmeuttag ur sjösediment, Sven Jensén, Växtekologiska institutionen, Lunds universitet	83
2.5	Temperatureffekter på närsaltomsättningen i sjöar, Ingemar Ahlgren, Limnologiska institutionen, Uppsala universitet	96
2.6	Temperatur- och spårämnesmätningar i Väsman, Hans Kvarnäs och J. Lemming, Vattenlaboratoriet, Statens naturvårdsverk	104
2.7	Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet ytvattenvärme	119

		Sid.nr
3.	GRUNDVATTENVÄRME - VÄRMELAGRING	121
3.1	Miljöförändringar vid värmeutvinning ur grundvatten, Bo Olofsson, Institutionen för kulturteknik, KTH	121
3.2	Värmelager i berg, utlakningsförsök, Tommy Claesson, Geologiska institutionen, CTH	129
3.3	Markvärmesystems termiska påverkan på omgivande mark, Bengt Eftring, Institutionen för matematisk fysik, LTH	136
3.4	Energilagring i lera, påverkan av lerans geotekniska egenskaper, Kent Adolfsson, Hagkonsult	147
3.5	Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet grundvattenvärme - värmelagring	155
4.	LUFTVÄRME	158
4.1	Effekter av luftvärme, Sven Lindqvist, Bergab	158
4.2	Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet luftvärme	162
5.	KÖLDBÄRARVÄTSKOR	164
5.1	Köldbärarvätskors nedbrytning och uppträdande i mark, Lennart Torstensson, Institutionen för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna	164
5.2	Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet köldbärarvätskor	177
6.	NÅGRA RÅD FRÅN NATURVÅRDSVERKET	179
6.1	Presentation av den kommande rapporten "Värmeutvinning ur mark, vatten och luft - några råd", Wilhelm Dietrichson, Statens naturvårdsverk	179
7.	FÖRBEREDDA DEBATTINLÄGG	181
7.1	Omgivningspåverkan av ytjordvärmeanläggningar, Hans-George Wallentinus, Miljövårdscentrum, KTH	181

		Sid.nr
8.	**DISKUSSION**	**184**
9.	**BILAGOR**	**188**
9.1	Seminarieprogram	188
9.2	Deltagarförteckning	194

FÖRORD

Det pågår f.n. en intensiv utveckling och utbyggnad av värmepumpssystem som utnyttjar mark, vatten eller luft i naturen som värmekälla. Tekniken upplevs av de flesta som ett miljövänligare alternativ än konventionella uppvärmningsmetoder, baserade bl.a. på oljeförbränning. Detta utesluter dock inte att vissa, i huvudsak lokala miljöeffekter kan förväntas uppkomma. Vid en felaktig utformning av tekniken eller ett alltför hårt utnyttjande av den befintliga värmeresursen kan dessa problem bli accentuerade. Det är troligt att påverkan på omgivningen kommer att bli en begränsande faktor för vissa system.

Det är endast i begränsad utsträckning möjligt att dra slutsatser om de ekologiska effekterna av värmeuttag utgående från tidigare kunskaper. Byggforskningsrådet har därför initierat ett forskningsprogram kring miljöeffekter av s.k. naturvärme. Programmet finansieras till en del även av Statens naturvårdsverk och Statens vattenfallsverk. För projektsamordning och utvärdering har en särskild grupp tillsatts, med representanter från högskolor, näringsliv och myndigheter. Gruppens första delrapport består i ett förslag till forskningsprogram (BFR-skrift G2:1983).

En viktig uppgift är att sprida information om de resultat som kommer fram inom olika projekt. På BFR:s initiativ anordnades därför ett seminarium i Lerum den 24 - 25 oktober 1983, där berörda forskare fick tillfälle att redovisa de resultat som hittills framkommit samt att utbyta erfarenheter. Föreliggande rapport utgör dokumentation från detta seminarium. Rapporten är samtidigt en första samlad dokumentation över kunskapsläget rörande miljöeffekter av naturvärmesystem.

Bidragen redovisas i den form som de olika författarna bidragit med. Efter varje huvudavsnitt redovisas kommentarer och diskussion som följde i anslutning till respektive föredrag. I kap. 8, slutligen, sammanfattas bidragen från den avslutande diskussionen.

Sammanfattningen av denna rapport samt planering och genomförande av seminariet har utförts av fil.kand. Stig Hård, VIAK AB. Till honom riktas ett varmt tack, liksom även till de forskare som bidragit med material till rapporten.

Göteborg i november 1983

Torbjörn Svensson
Ordf. i Byggforskningsrådets miljökonsekvensgrupp

1. YTJORDVÄRME

1.1 Fysikaliska effekter av ytjordvärmeuttag, simulerade uttag för olika marker och klimat

Per-Erik Jansson, Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

FYSIKALISKA EFFEKTER AV YTJORDVÄRMEUTTAG
Simulerade uttag för olika marker och klimat

Per-Erik Jansson

Institutionen för markvetenskap
Avd. f. marklära
Sveriges lantbruksuniversitet
750 07 UPPSALA

1 INLEDNING

Det stora flertalet av kommersiellt installerade ytjordvärmeanläggningar tycks till dags datum ha fungerat väl utan störande biologiska, geotekniska eller andra fysikaliska effekter. Detta kan troligen förklaras av en förnuftig eller kanske överdrivet försiktig dimensionering från tillverkarnas sida. Vid en teoretisk studie (Halldin et al., 1979) klarlades att man från en markfysikalisk utgångspunkt säkert kunde ta ut ca 3 ggr mer energi ur marken än vad som var normalt vid kommersiell dimensionering. Detta skulle dock leda till betydande förändringar i markens naturliga temperaturregim, vilket givetvis då påverkar den biologiska aktiviteten. Ett uttag av värme från en lerjord i Mälardalen (lat. 59° 33') med 100 MJ per kvadratmeter och år (ett normalt uttag enligt AGA-Thermias dåvarande dimensionering) skulle temperaturmässigt förflytta marken till Gävle (Lat. 60° 45') och ett 3 ggr så stort uttag skulle ge en motsvarande förflyttning till Luleå (Lat. 65°40').

En experimentell ekologisk studie påbörjades 1978 vid en lokal i Mälardalen, Hacksta, där såväl markfysikaliska, markkemiska, hydrologiska, markbiologiska som hortokulturella aspekter ingick. Vid det försöket, som förmodligen är det enda i världen i sitt slag, konstaterades efter tre vegetationssäsonger (Troedsson et al., 1982) att den markbiologiska aktiviteten hämmades kraftigt både av det normala värmeuttaget och, i ännu högre grad, av ett förhöjt värmeuttag (ca 2,5 ggr det normala). Några markkemiska förändringar kunde ej fastställas och även de hydrologiska förändringarna, som ändrad markfuktighet, var små. En viss försening i upptorkningen på våren observerades dock. De hortokulturella effekterna visade sig främst hos vissa mindre härdiga växter och då speciellt vid det förhöjda värmeuttaget. Allmänt kan sägas att effekterna på odlingsmaterialet var störst tidigt på säsongen och att den försenade utvecklingen med största sannolikhet var kopplad till de låga marktemperaturerna.

Vid studien i Hacksta genomfördes också ett omfattande program för mätning av marktemperatur i såväl opåverkad som av olika värmeuttag påverkad mark. Sammanlagt 55 temperaturgivare på olika djup och positioner i olika ytor var inkopplade för registrering av temperaturen varje timma.

Detta material kunade användas för uttestning av den markfysikaliska modell som tidigare använts av Halldin et al. (1979). Vid uttestningen bekräftades att modellen kunde återge både de naturliga temperaturvariationerna och de som blev resultatet av ett värmeuttag. Som indata krävdes meteorologiska standardvariabler samt skattningar av markens fysikaliska och hydrologiska egenskaper.

För att kunna generalisera de biologiska effekterna som observerats i Hackstastudien till andra jordarter och klimat påbörjades föreliggande teoretiska studie om markens fysikaliska egenskaper. Målet med projektet har varit att kunna visa hur markens temperatur påverkas av olika värmeuttag från olika marktyper och klimat i Sverige.

Projektet har samordnats med ett speciellt dimensioneringsprojekt för ytjordvärme hos BFR. Målet där har varit att utarbeta generella regler eller råd för lämplig dimensionering av ytjordvräme.

2 MODELLEN

Modellen som använts benämns SOIL. Den är en fysikaliskt baserad simuleringsmodell som från början utvecklats för att återge naturliga vatten- och värmeflöden i skogsmark (Jansson & Halldin, 1979). En detaljerad teknisk beskrivning av modellen återfinns i Jansson & Halldin (1980). I detta sammanhang ges endast en grundläggande konceptuell beskrivning av modellen.

Modellen utgörs främst av en numerisk lösning (Euler integrering, finita differenser) till de två kopplade partiella differentialekvationer som beskriver vatten- och värmetransport i en vertikal markprofil. För att möjliggöra lösningar till de partiella differentialekvationerna definieras både övre och undre randvillkor till markprofilen. Eftersom modellen använder standardmässiga klimatdata finns rutiner för beräkning av interception av nederbörd i vegetation samt för ackumulering och smältning av snö.

Övre randvillkor för energidelen är markytans temperatur som beräknas utgående från luftens temperatur. Normalt, vid vegetationstäckt mark, kan den ansättas som lika med luftens dygnsmedeltemperatur. Vid snötäckt mark beräknas markens yttemperatur utgående från snötäckets mäktighet och värmeledningsförmåga. Snöns värmeledningsförmåga beräknas i sin tur utifrån snöns densitet som ges i en snörutin.

Vattenupptagningen via vegetationens rötter beräknas utgående från en relativ rotfördelning i markprofilen, potentiell avdunstning och aktuell markvattenpotential i de olika markskikten. Som en sänkterm i modellens energidel definieras värmetutaget från ett skikt som motsvarar förläggningsdjupet hos de tänkta värmeuttagsrören.

Fysikaliska markegenskaper (Tab. 1) ansätts i form av parametrar till modellens olika delar. Flertalet av dessa parametrar kan erhållas genom oberoende fysikaliska mätningar, men vissa är mer empiriskt skattade genom känslighetsanalyser med modellen.

Tabell 1. Nödvändiga markegenskaper till modellen

Process	Nödvändig information
Markvattenflöde och vattenmängder	Mättad konduktivitet Omättad konduktivitet som funktion av vattenhalt Vattenpotential som funktion av vattenhalt
Grundvatten	Nettoflöde som funktion av grundvattendjup
Markvärme och energiinnehåll	Termisk konduktivitet som funktion av torr skrymdensitet, samt halt av vatten och/eller is; Värmekapacitet som funktion av mängd fast material, vatten och/eller is; Fryspunktsnedsättning som en funktion av porstorleksfördelningsindex

3 SIMULERINGSOBJEKT

Ytjordvärmeanläggningar projekteras och anläggs över hela landet på en rad olika marktyper med olika grundvattenförhållanden och olika typer av markanvändningar. Uttagssituationen varierar således starkt mellan olika anläggningar. För att kunna hantera alla dessa situationer har vissa typiska simuleringsobjekt valts ut. Dessa objekt karaktäriseras av:

1. Jordartsförhållanden
2. Grundvattenförhållanden
3. Klimatet
4. Vegetationen eller markanvändningen

Utgående från 20-åriga klimatserier från Kristianstad, Uppsala och Luleå utvaldes enskilda år representerande ett kallt och ett varmt år och dessutom ett medianår. Sex olika markprofiler ansattes för att representera en vid variationsbredd av mark med vitt skilda egenskaper. I sand- och siltjordarna ansattes också olika normala grundvattenstånd, eftersom vattenfaktorn där är mycket varierande och samtidigt betydelsefull för markens termiska egenskaper. För de tre utvalda orterna, och de för dessa utvalda åren, har effekten av 5 olika värmeuttag beräknats för de sex utvalda markerna. Dessa simuleringar grundade sig på "normala situationer" för ytjordvärme, vilket innebar att:

1. Värmeuttaget fördelades i tiden efter ett litet konstant behov av varmvatten och ett av lufttemperaturen beroende uppvärmningsbehov

2. Markkollektorn förlades till 80 cm djup

3. Snötäcket låg ostört med naturlig packning under vintern

4. Värmeuttaget beräknades ha pågått under några år

Ett antal specifika uttagssituationer har dessutom valts ut för att kvantifiera hur avvikelser från ovannämnda strukturer påverkar markklimatet.

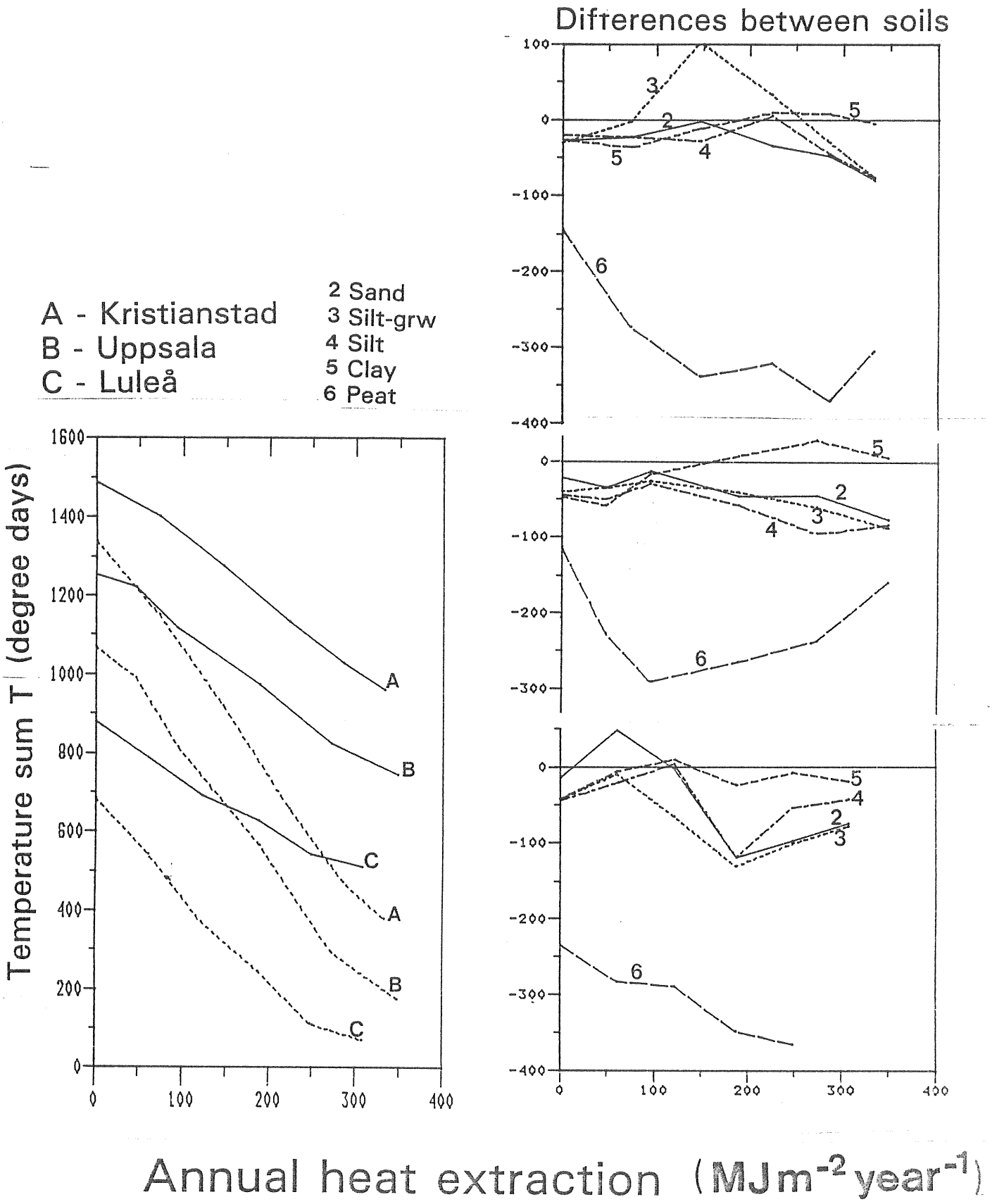
4 RESULTAT

Temperatursummor beräknade från två olika nivåer i markprofilerna, 0-44 och 44-140 cm djup, förändrades på ett likartat sätt vid de tre utvalda orterna när värme extraherades ur marken (Fig. 1). Skillnaderna var dock stora i den relativa förändringen beroende på från vilket djup temperatursumman beräknats. Skillnaderna mellan de olika jordarna blev med undantag för torvprofilen relativt små.

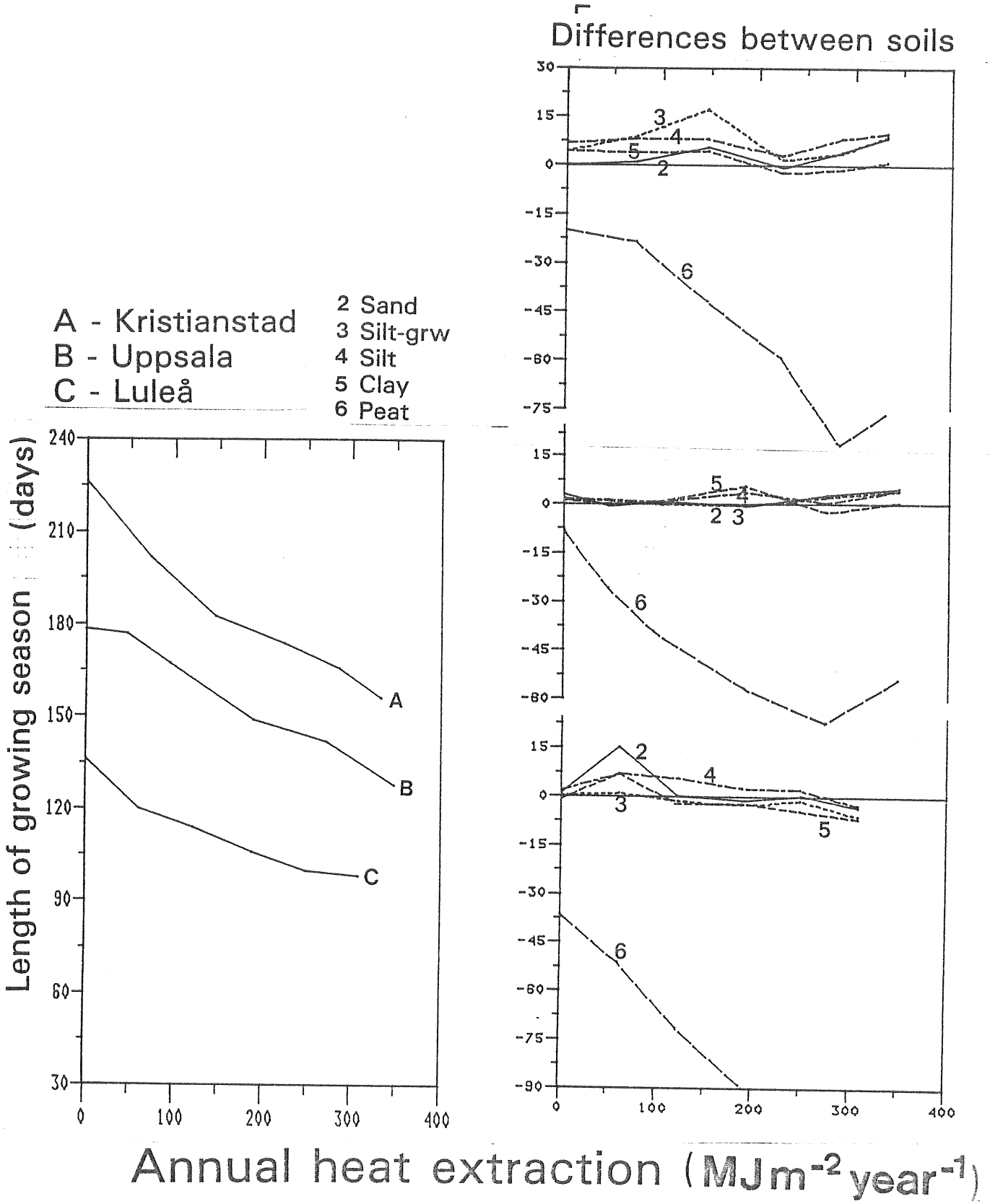
Förändringarna i vegetationsperiodens längd blev jämfört med förändringarna utav temperatursummorna relativt små (Fig. 2). Mönstret för de olika orterna och för de olika jordarna var här likartat. Torvprofilen förändrades mycket kraftigare än mineraljordarna som även här skilde sig relativt obetydligt åt.

Datum då tjälen är helt tinad i profilen är en ytterst viktig och framförallt en av värmeuttaget starkt påverkad variabel (Fig. 3). Effekten på tidpunkten för helt tinad profil skiljer sig på flera punkter från effekten på temperatursummorna och på vegetationssäsongen. Först kan konstateras att vi kan åstadkomma skenbara förflyttningar av de sydliga orterna norrut, genom att där ta ut värme tills dess att de naturliga förhållandena för den nordliga orten erhålls. Genom att i Kristianstad och Uppsala ta ut 150 respektive 110 MJ/m2år förflyttar vi oss till ostörd mark i Luleå. För att flytta referensjorden till Luleå i termer av temperatursumman T2, krävdes ett värmeuttag av ca 350 respektive 225 MJ/m2år för Kristianstad och Uppsala (Fig. 1). Sedd ur vegetationssäsongens längdsynvinkel var förflyttningen ouppnålig för Kristianstad och skulle ha krävt ca 350 MJ/m2år för Uppsala (Fig. 2). De stora skillnaderna i värmeuttag som krävs för att åstadkomma en förflyttning i termer av en specifik variabel återspeglar i stort sett de olika djup i profilen som respektive variabler på något sätt representerar. Tidpunkten för tjälfri mark ger då ett mått på hur förhållandena har ändrats djupare ner i markprofilen jämfört med de båda andra variablerna.

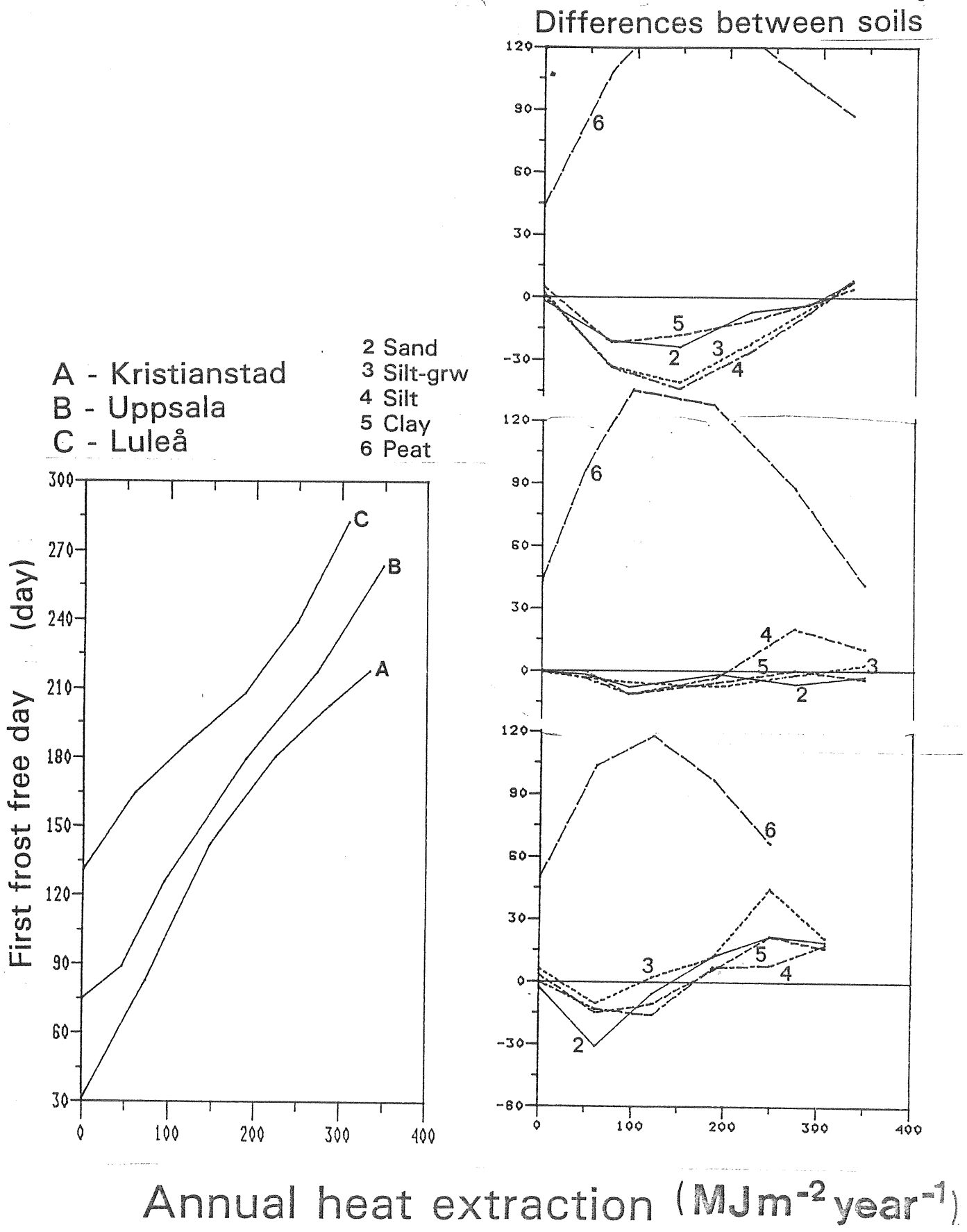
Jordartsberoendet hos tidpunkten för tjälfri mark var också, med undantag av torven, helt skilt från temperatursummornas jordartskänslighet vad gäller beroendet av värmeuttaget. Sanden utan grundvatten var här den känsligaste mineraljorden, medan den för temperatursumman var den okänsligaste. Även lera och silt utan grundvatten var här känsliga, vilket är det omvända mot förhållandet för temperatursumman. Sand med ytligt grundvatten och silt med ytligt grundvatten var minst känsliga för förändringar av tidpunkten för tjälfri mark. Torvens extrema egenskaper visade sig genom att upptiningen vid naturliga förhållanden var upp till en månad senare än referensen. Vid ett värmeuttag försköts tidpunkten för tjälfri mark ytterligare till mellan tre och fyra månader efter referensen. Detta innebar att risken för permafrost, här definierad som att tidpunkten för tjälfri mark är senare än dag nummer 305 (1 nov), var uppenbar vid ett värmeuttag av 100, 200 respektive 300 MJ/m2år i Luleå. Uppsala och Kristianstad. För sand med djupt grundvatten erhölls permafrost vid 240, 360 respektive 380 MJ/m2år.



Figur 1. Temperatursummorna T1 (heldragen linje, 0-44 cm djup) och T2 (streckad linje, 44-140 cm djup) för hela perioden i en sandjord med ytligt grundvatten som funktion av årligt värmeuttag (medelvärden av tre utvalda år) i Kristianstad (A), Uppsala (B) och Luleå (C). Figurens vänstra del återger skillnaden i temperatursumman T2 mellan övriga jordar och sandjorden med ytligt grundvatten för de tre orterna. (Fig. 1. Jansson & Lundin, 1983)



Figur 2. Vegetationssäsongens längd i en sandjord med ytligt grundvatten som funktion av årligt värmeuttag (medelvärden av tre utvalda år) i Kristianstad (A), Uppsala (B) och Luleå (C). Figurens vänstra del återger skillnaden i temperatursumman T2 mellan övriga jordar och sandjorden med ytligt grundvatten för de tre orterna. (Fig. 2. Jansson & Lundin, 1983)



Figur 3. Första tjälfria dag i en sandjord med ytligt grundvatten som funktion av årligt värmeuttag (medelvärden av tre utvalda år) i Kristianstad (A), Uppsala (B) och Luleå (C). Figurens vänstra del återger skillnaden i temperatursumman T2 mellan övriga jordar och sandjorden med ytligt grundvatten för de tre orterna. (Fig. 3. Jansson & Lundin, 1983)

5 SAMMANFATTNING

Här har endast ett litet illustrerande material kunnat diskuteras, men en slutrapport med hela materialet blir snart tillgänglig som en BFR-rapport (Jansson & Lundin, 1983).

Med utgångspunkt från simulerade situationer tror vi att vi kan öka vår kunskap om både fysikaliska och biologiska effekter av ytjordvärme. Detta kan innebära en mer nyanserad dimensionering av ytjordvärme där hänsyn tas till mark, klimat och markanvändning. Viktigt är dock att simulerade resultat ständigt ifrågasätts och prövas i praktiska och experimentella sammanhang.

Föreliggande teoretiska studie har påvisat behovet av forskning kring markens fysikaliska egenskaper och då speciellt i de organogena jordarna där främst värmeledningsförmågan är viktig för temperaturförhållandena. Dessutom bör biologiska studier om hur de ändrade temperaturförhållandena påverkar markprocesser och tillväxt uppmuntras.

En ytterligare punkt berör tjälskjutning av mark och geotekniska problem. Den här använda modellen har också beräknat tjälskjutningen och ackumulering av vatten i tjälzonen. Som mest erhölls 1 m tjälskjutning i silt med ytligt grundvatten vid det största värmeuttaget. Detta kan ge oönskade konsekvenser och därför behövs metoder att kunna förutse dylika problem. Den här använda modellen skulle därvidlag kunna användas, men först bör den testas mot experimentella data eller andra modeller för tjälskjutningsdynamik.

LITTERATURFÖRTECKNING

Halldin, S, Jansson, P-E & Lundkvist, H, 1979. Ecological effects of longterm soil heat pump use. - Proc. Nordic Symp. Earth Heat Pump Systems, Suppl. s. 14-23, Göteborg (Chalmers tekniska högskola).

Jansson, P-E & Halldin, S. 1979. Model for annual water and energy flow in a layered soil. - I Halldin, S (red.) Comparison of Forest Water and Energy Exchange Models, s. 145-163. Köpenhamn (International Society for Ecological Modelling).

Jansson, P-E & Halldin, S. 1980. Soil water and heat model. Technical description. Barrskogslandskapets ekologi. TR 26. Uppsala (Sveriges lantbruksuniversitet).

Jansson, P-E & Lundin, L-C. 1983. Markfysikaliska effekter av ytjordvärmeuttag. Byggforskningsrådet, Stockholm.

Troedsson, T, Jansson, P-E, Lundkvist, H, Lundin, L & Svensson, R, 1982. Ekologiska effekter av ytjordvärmeuttag. Markkemi, markfysik, markbiologi, markhydrologi och prydnadsväxtodling. Byggforskningsrådet R 51. Stockholm.

1.2 Markbiologiska effekter av ytjordvärmesystem

Heléne Lundkvist, Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffeter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

MARKBIOLOGISKA EFFEKTER AV YTJORDVÄRMESYSTEM

Heléne Lundkvist
Avd. för skogsekologi
Sveriges lantbruksuniversitet
750 07 Uppsala

Nedbrytningen av förna (döda växt- och djurdelar) till enkla föreningar sker i ett antal processer, som styrs bl a av aktiviteten hos olika markorganismer. Förnan fragmenteras av div. markdjur, den blandas ner i jorden av daggmaskar, och via svampar, bakterier och en del djurs utsöndringsprodukter mineraliseras organiskt bundet kol och växtnäringsämnen. Organiskt bundet kväve t ex frigöres som ammonium- eller nitratjoner, vilka kan tas upp av växterna.

En sänkning av marktemperaturen kan allmänt förväntas minska hastigheten i processerna ovan. Man kan också tänka sig att vissa markorganismer slås ut, antingen direkt eller genom att de inte förmår föröka sig, om marktemperaturen sjunker under en viss kritisk nivå.

Utöver sin betydelse för näringscirkulationen i marken har markorganismerna, i synnerhet de grävande djuren som daggmaskarna, en viktig roll i strukturbildning luftning och dränering i marken (Bal, 1982). Man kan därför tänka sig att förändringar i daggmaskarnas aktivitet på lång sikt påverkar själva ytjordvärmeuttaget.

I projektet "Ekologiska effekter av ytjordvärmeuttag", som drivs av Inst. för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet, genom anslag från BFR har som ett delprojekt (av 5) ingått studier av markbiologiska processer vid ytjordvärmeuttag. Projektet har bedrivit fältexperimentella studier vid Hacksta (25 km SO Enköping) på en lerjord, som är jämförbar med vad som förekommer i genomsnittliga villaträdgårdar. Fältexperimentet vid Hacksta omfattar tre försöksled med avseende på energiuttaget; normalt energiuttag (N), tre gånger detta uttag (3N) och kontroll utan energiuttag (K). För närmare detaljer om Hacksta-projektet, se BFR-rapport 51:1982 (Troedsson m fl).

De markbiologiska undersökningarna vid Hacksta har inriktats på att undersöka hur ytjordvärme uttaget påverkar 1) daggmaskarnas populationstäthet, 2) daggmaskarnas aktivitet, 3) nedbrytningen av förna på och strax under markytan.

Metodik

Populationstätheten hos daggmaskarna har skattats i fält efter formalinbevattning (Satchell, 1969), som får daggmaskarna att krypa upp till ytan.

Aktiviteten hos djuplevande, lövneddragande daggmaskar har skattats i experiment där en bestämd mängd äppellöv lagts på markytan under en skyddande myggnätsram. Försvinnandet av löv från markytan har sedan följts och utgjort ett mått på daggmaskarnas aktivitet.

I ett annat experiment har perforerade burkar med daggmasksubstrat av jord/gödselblandning (Lofs-Holmin, 1979) lagts ut i de olika behandlingarna och mängden invaderande daggmaskar efter en viss tid bestämts.

Nedbrytningen, mätt som viktsförlust, har bestämts på individuellt vägda löv på markytan och på halm i påsar av finmaskig nylonväv, s k "litter-bags", ca 5 cm under markytan.

Resultat och diskussion

Populationstätheten hos daggmaskarna i de olika behandlingarna visas i Fig. 1. Där framgår att antalet djur och i synnerhet biomassan av daggmaskar påverkats negativt av ytjordvärmeuttaget. Skillnaden mellan kontroll- och N- resp. 3N-ytorna är signifikant både vad gäller antal och biomassa. Det är framför allt de stora djupgrävande daggmaskarterna som minskat.

Resultaten från lövneddragningsexperimenten, Fig. 2, visar dels en mellanårsvariation i daggmaskaktivitet i kontrollytan, dels en påverkan på daggmaskaktiviten från ytjordvärmeuttaget som förstärks med åren. Första säsongen innebar ytjordvärmeuttaget en försening på 14 dagar resp. en dryg månad i N- resp. 3N-ytorna. Andra säsongen var förseningen större och 3N-ytan kom under hela vegetationssäsongen aldrig ifatt kontrollytan. Tredje säsongen hade förseningen ytterligare accentuerats och i slutet av september låg både N- och 3N-ytorna tre månader efter kontrollytan vad gäller daggmaskarnas neddragning av löv från markytan.

Resultaten från försöken med daggmaskanlockning till substratfyllda burkar i de olika behandlingarna överensstämmer väl med resultaten ovan. Fig. 3 visar att effekten av energiuttag först, 1980, gjorde sig märkbar som en (signifikant) nedgång i daggmaskbiomassa i 3N-ytan. Efter ytterligare en säsongs energiuttag uppvisade N- och 3N-ytornas burkar både lägre antal och biomassa av invaderande daggmaskar än kontrollens.

Nedbrytningshastigheten hos äppellöv på markytan, som följdes under säsongen april 1979-april 1980 var under denna period signifikant lägre på både N- och 3N-ytorna, Fig. 4. Längre fram på säsongen var det bara 3N-ytan som signifikant skilde sig från kontrollytan. Att döma av nedbrytningen när försöket avbröts är det troligt att det tar två säsonger att uppnå den 90%-iga viktsförlust som uppnåtts på en säsong i kontroll- och N-ytorna.

I experimentet med halmnedbrytning strax under markytan blev resultatet annorlunda såtillvida att både N- och 3N-ytorna vid de två provtagningstillfällena visade signifikant lägre halmnedbrytning än kontrollytan, Tab. 1.

Resultaten från de båda nedbrytningsexperimenten visar på skillnader mellan ytjordvärmeytorna och kontrollytan som är stora med tanke på att temperaturpåverkan i och på markytan under en stor del av året är relativt liten (1-2^{o}C) (Jansson i Troedsson m fl, 1982). Möjligen är den minskade nedbrytningshastigheten en kombination av en direkt temperatureffekt och en indirekt sådan genom att den minskade daggmaskpopulationen också medfört en minskad mikrobiell aktivitet. Det är känt att daggmaskar normalt stimulerar den mikrobiella aktiviteten (Edwards & Lofty, 1977, kap. 7 för översikt).

Sammanfattning

Resultaten från de markbiologiska undersökningarna och fältexperimen-

ten i ytjordvärmeprojektet i Hacksta visar att energiuttaget från marken biologiskt sett har stora konsekvenser. Daggmaskarnas aktivitet och antal minskar och nedbrytningen av växtdelar i marken går långsammare.

Det är dock inte särskilt troligt att dessa effekter kommer att ha någon större praktisk betydelse för markanvändningen i de småskaliga sammanhang i villaträdgårdar, som hittills varit aktuella för ytjordvärmeuttag. Förändringarna i marken är lokala och sannolikt reversibla. De drabbar endast brukaren av marken som kan tvingas ändra sin trädgårdsskötsel och t ex kratta, luckra och möjligen gödsla marken något mera för att kompensera för de biologiska förändringarna. Det blir då frågan om en ökning av manipulationerna av ett redan kraftigt manipulerat system. Erfarenheterna från en studieresa som medarbetarna i Hacksta-projektet gjorde våren 1983 till ett tiotal ytjordvärmeanläggningar i norra Sverige är också att inga uppenbara effekter på markbiologin kunde noteras. Inte heller hade mark/villaägarna som besöktes noterat några negativa konsekvenser på marken av sina ytjordvärmeanläggningar.

Forskningsbehov

Ett område där de biologiska förändringarna kan förväntas få praktisk betydelse och mätbara ekonomiska konsekvenser är när ytjordvärmeanläggningar placeras på åker- och betesmarker och där kan leda till bl a långsammare näringsomsättning (fr a kväveomsättning) med lägre produktion som följd. Betydelsen av daggmaskar för produktionen har visats av Stockdill (1982) i experiment på betesmark där introduktion av en av våra vanligaste daggmaskarter ledde till en produktionsökning som gjorde introduktionen ekonomiskt lönsam.

Om ytjordvärmeanläggningar i framtiden i större omfattning kommer att läggas på produktiv mark bör effekterna på framför allt kväveomsättningen undersökas i teoretiska beräkningar såväl som i experimentella studier.

Referenser

Bal, L. 1982. Zoological ripening of soils. Wageningen.

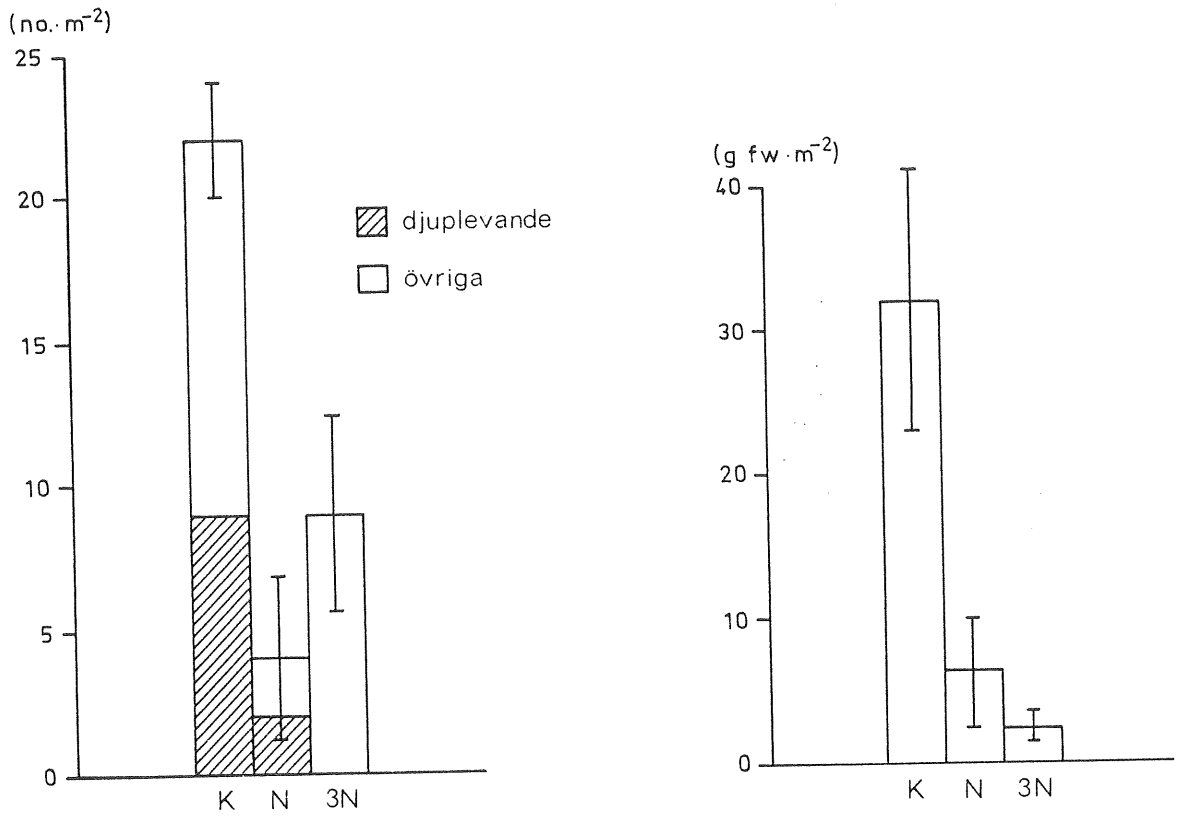
Edwards, C.A. & J.R. Lofty (1972) 1977. Biology of earthworms. London.

Lofs-Holmin, A. 1979.-Rapport 6. Inst. för ekologi och miljövård. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.

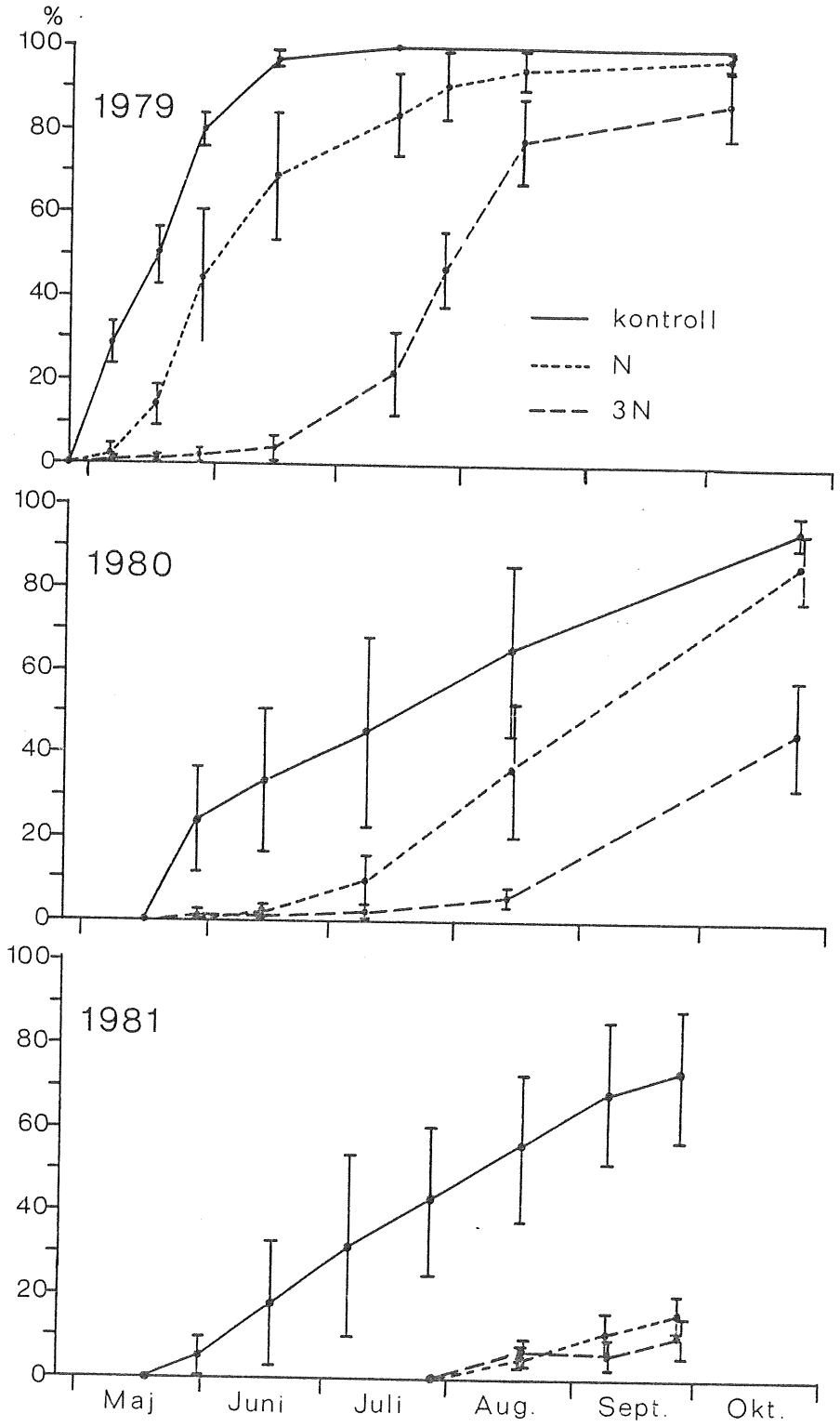
Satchell, J.E. 1969.-Pedobiologia 9:5-20.

Stockdill, S.M.J. 1982.-Pedobiologia 24:29-35.

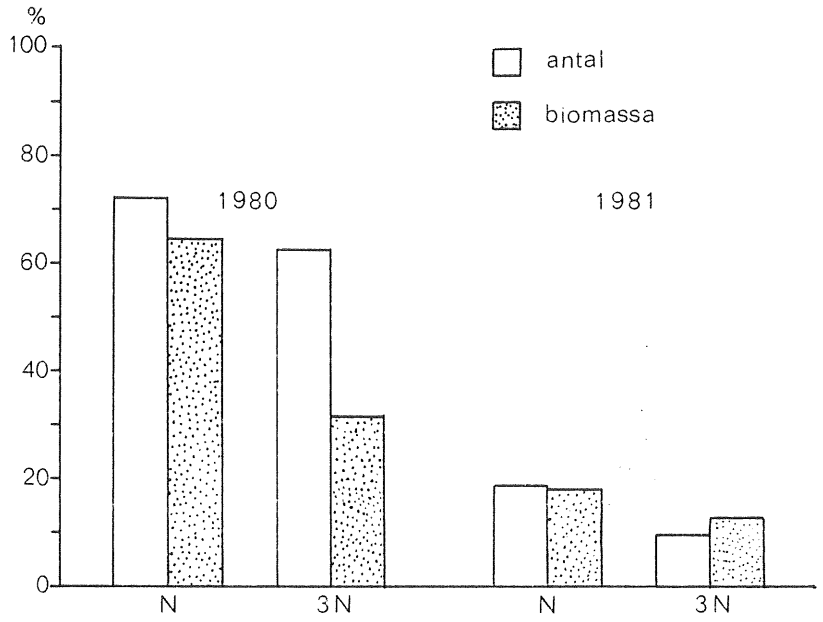
Troedsson, T., Jansson, P-E., Lundkvist, H., Lundin, L. & Svensson, R. 1982.-R 51:1982. Statens råd för byggnadsforskning. Stockholm.



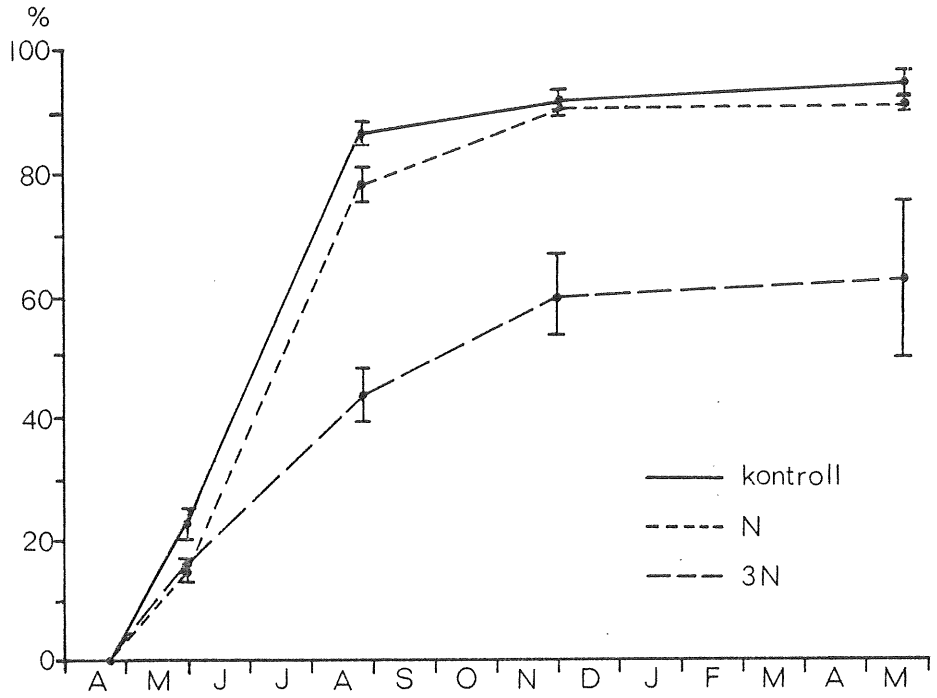
Figur 1. Abundans och biomassa (färskvikt) hos daggmaskpopulationen vid Hacksta i juli 1979. Medelvärde och "standard error" anges. (Efter Troedsson m fl, 1982).



Figur 2. Daggmaskaktiviteten mätt som neddragning av äppellöv i marken i de olika behandlingarna. För varje provtagningstillfälle ges medelvärde samt "standard error" för procentuella andelen neddragna löv. (Efter Troedsson m fl, 1982).



Figur 3 Daggmaskarnas antal och biomassa, angivna i procent av kontrollen, i experimentet med perforerade substratfyllda burkar. (efter Troedsson m fl, 1982).



Figur 4 Nedbrytningshastigheten hos äppellöv på markytan under säsongen 1979-1980 i de olika försöksleden. För varje provtagningstillfälle ges medelvärde och "standard error" för procentuell torrviktsförlust hos löven. (Efter Troedsson m fl, 1982).

Tabell 1. Nedbrytningen av halm efter 7 resp. 10 månader 5cm under markytan i de olika behandlingarna i Hacksta. Medelvärde och "standard error" för procentuell torrviktsförlust anges.

	82 11 22 start		83 06 18 1:a provt		83 09 22 2:a provt.	
	$\bar{x}$	s.e.	$\bar{x}$	s.e.	$\bar{x}$	s.e.
kontroll	0		30.4	(1.11)	63.2	(2.47)
N	0		23.3	(1.66)	42.7	(1.97)
3N	0		21.1	(1.02)	43.9	(1.54)

1.3 Effekter på prydnadsväxter av ytjordvärmeuttag

Roland Svensson, Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

EFFEKTER PÅ PRYDNADSVÄXTER AV YTJORDVÄRMEUTTAG

Av Roland Svensson
Institutionen för trädgårdsvetenskap
Sveriges Lantbruksuniversitet, Alnarp

INLEDNING

Projektet "Ekologiska effekter av ytjordvärmeuttag" påbörjades 1978. Försöksytorna ligger i Hacksta, 25 km sydost om Enköping (lat. 59° 33', long. 17° 24'). Enligt den zonindelning, som användes inom hortikulturen (Ullström, 1961), ligger Hacksta inom klimatzon II nära gränsen till zon III. Marken på försöksytorna utgöres av en styv mellanlera, delvis täckt med ett ytligt lager av gyttjelera. Jorden är näringsrik med cirka 6,5 i pH-värde. På försöksarealen växte tidigare fruktträd i gräsvall.

Anläggningen omfattar tre försöksytor: 0-yta (inget värmeuttag), N-yta (normalt uttag enligt tillämpad praxis för anläggningar i praktisk drift) samt 3N-yta (3 ggr normalt uttag).

VÄXTMATERIAL

Sex olika grupper av prydnadsväxter ingår i projektet. Det är gräs, rosor, lövfällande prydnadsbuskar, barrväxter, vårblommande lökväxter samt prydnadsträd. Växtmaterialets utveckling fram t.o.m. 1981 har redovisats i en forskningsrapport (Troedsson, 1982).

Principen vid växtvalet var att ta med sorter, som under normala växtbetingelser är odlingsvärda inom klimatområdet. Skillnader i härdighet föreligger dock mellan sorterna. Vissa sorter är härdiga t.o.m. zon V. Samtliga växtslag med undantag av gräset är vegetativt förökade.

GRÄS

Hösten 1978 såddes åtta grässorter i renbestånd. Sorternas fördelning på olika arter framgår av tabell 1. Under tre vegetationsperioder bedömdes gräsets övervintringsförmåga, täthet och helhetsintryck i skala 0-9. På ytor med värmeuttag fick gräset i genomsnitt lägst poäng. De härdigaste sorterna (ängsgröesorterna 'Sving' och 'Sydsport') övervintrade ungefär lika bra i samtliga försöksled. I fråga om täthet och helhetsintryck visar medeltalen för samtliga bedömningar ingen skillnad mellan försöksytorna. Vissa skillnader under året kunde dock konstateras. Vid bedömningen av helhetsintrycket under våren fick 0-ytan högst poäng. Under sommaren och hösten tilldelades N-ytan och 3N-ytan i flera bedömningar något högre poäng än kontrollytan.

Tabell 1. Procentuell täckning av insått gräs hösten 1981

Försöksled				
Art/sort		0-yta	N-yta	3N-yta
Rödsvingel	'Barfalla'	45	43	53
"	'Koket'	48	45	63
Ängsgröe	'Sving'	62	63	62
"	'Sydsport'	74	69	76
Rödven	'Boral'	35	28	30
"	'Highland'	5	4	5
Turftimotej	'Evergreen'	15	13	15
"	'S 50'	13	10	8
	Medeltal	37,1	34,4	39,0

Innan försöket avslutades hösten 1981 uppskattades i procent hur stor del av parcellerna, som täcktes av det insådda gräset. Som framgår av tabell 1 var skillnaderna små mellan försöksleden. Sorter som var nästan utgångna i N-ytan och 3N-ytan hade också svag utveckling i 0-ytan.

Ett nytt gräsförsök såddes hösten 1982. Försöket omfattar fem sorter av vilka 'Barfalla' och 'Polar' tillhör rödsvingel (*Festuca rubra* L.) och 'Fylking', 'Haga' och 'Sydsport' förs till ängsgröe (*Poa pratensis* L). Enligt noteringar våren 1983 övervintrade samtliga sorter mycket bra i hela försöket. I slutet av september 1983 var gräset markant tätast i 3N-ytan och glesast i 0-ytan. Enligt hittills erhållna resultat har det fleråriga ytjordvärmeuttaget i Hacksta ej inverkat negativt på det nysådda gräsets etablering.

ROSOR

Hösten 1978 planterades följande rossorter: 'Allotria' (floribunda), 'Nina Weibull' (floribunda), 'Peace' (storblommig) och 'Lichterloh' (remonterande buskros). Av dessa sorter är 'Peace' minst härdig och 'Lichterloh' härdigast. Rosorna planterades i två block med sex buskar per sort och block. Växtbetingelserna för rosorna var klart sämst i block I. Vintern 1980-81 utvintrade nästan samtliga rosor i block I både i 0-ytan och på ytor med värmeuttag. I tabell 2 redovisas därför endast levande buskar i block II.

Som framgår av tabell 2 har Lichterloh visat god uthållighet i samtliga försöksled. 'Lichterloh' har varje år blommat rikt särskilt i N-ytan, men även i 3N-ytan var sortens blomning tillfredsställande.

Tabell 2. Antal levande rosor i block II hösten 1979 - hösten 1983

Försöksled/sort	1979	1980	1981	1982	1983
0-yta					
Allotria	6	6	5	4	4
Nina Weibull	6	6	5	5	5
Peace	6	5	0	0	0
Lichterloh	6	6	6	6	6
N-yta					
Allotria	6	6	1	0	0
Nina Weibull	6	6	5	5	5
Peace	6	3	1	1	1
Lichterloh	6	6	6	5	5
3N-yta					
Allotria	5	5	1	0	0
Nina Weibull	6	4	1	1	1
Peace	6	2	0	0	0
Lichterloh	6	6	6	6	6

Av tabell 3 framgår, att 'Lichterloh' under 1979, 1980 och 1981 gav fler blommor per buske i N-ytan än i 0-ytan. Som tvåa i härdighet kommer 'Nina Weibull'. I både 0-ytan och N-ytan levde fem buskar hösten 1983. 'Nina Weibull' är dock markant svagare i N-ytan än i 0-ytan. 'Allotria' är helt utgången på ytor med värmeuttag, medan fyra plantor med relativt god utveckling finns i 0-ytan. 'Peace' är helt utgången i hela försöket med undantag av en planta i N-ytan.

Tabell 3. Antal skördade rosor hos Lichterloh i medeltal per buske. Inom parentes anges antalet blommande buskar

Försöksled	1979	1980	1981	1982
0-yta	29(12)	62(12)	79(7)	117(6)
N-yta	61(12)	90 (8)	91(5)	98(5)
3N-yta	22(12)	50(11)	48(7)	48(6)

Testningen av rosor kompletterades våren 1982 genom plantering av 'Buisman's Triumph' och 'Feuerwerk'. Båda förs till gruppen remonterande buskrosor. Rosorna planterades i fyra block med sex buskar per sort och block.

Under 1982 var de nyplanterade rosornas blomning genomgående svag i samtliga försöksled. 'Buisman's

Triumph' blommade rikligast i 0-ytan och svagast i 3N-ytan. 'Feuerwerk' blommade rikligast i N-ytan och svagast i 0-ytan och 3N-ytan. Under 1983 har rosorna haft god utveckling både i 0-ytan och N-ytan. I 3N-ytan var särskilt 'Feuerwerk' påfallande sämre än i de andra försöksleden. Hösten 1983 var en buske utgången av 'Buisman's Triumph' i N-ytan och tre i 3N-ytan.

Blomningens tidighet har påverkats av ytjordvärmeuttaget. I genomsnitt har rosorna börjat blomma senare på ytor med värmeuttag. Förseningen har varit kraftigast i 3N-ytan.

PRYDNADSBUSKAR

Fyra arter av prydnadsbuskar planterades hösten 1978. Dessa är paradisbuske (*Kolkwitzia amabilis* Graebn.), ölandstok (*Potentilla fruticosa* L.) 'Goldfinger', norsk brudspirea (*Spiraea x cinerea* Zab.) 'Grefsheim' och trädgårdsprakttry (*Weigela x hybrida*) 'Bristol Ruby'.

Sorten 'Bristol Ruby' har utvintrat i hela försöket. Paradisbusken är utgången i block I så när som en svag buske i 3N-ytan. För övrigt har buskarna god tillväxt i samtliga försöksled.

Tabell 4. Prydnadsbuskarnas höjd i cm hösten 1982

Art	0-yta	N-yta	3N-yta
Kolkwitzia amabilis	134	166	115
Potentilla 'Goldfinger'	102	106	106
Spiraea 'Grefsheim'	104	101	101
Medeltal	113	124	107

I tabell 4 anges buskarnas höjd i cm hösten 1982. Som framgår av sammanställningen är skillnaderna obetydliga mellan försöksleden beträffande 'Goldfinger' och 'Grefsheim'. Kolkwitzia amabilis är kraftigast i N-ytan och svagast i 3N-ytan.

Påbörjad vegetation och blomning har vissa år infallit något senare på ytor med värmeuttag. I genomsnitt är det endast 1-2 dagars försening. I fråga om avslutad vegetation är det inga skillnader mellan försöksleden.

BARRVÄXTER

Följande barrväxter planterades hösten 1978: En (*Juniperus communis* L.) 'Repanda', hybrididegran (*Taxus x media* Redh.) 'Hicksii', och tuja (*Thuja occidentalis* L.)

'Smaragd'.

'Repanda' är en dvärgform av en med krypande växtsätt. Hösten 1982 var buskarnas höjd 20 cm i samtliga försöksled. Enligt sammanställningen i tabell 5 är 'Repanda' bredast i 0-ytan, men skillnaderna är relativt små mellan försöksleden. Taxus-buskarna är lägst i 0-ytan enligt tabellen. Detta beror på för hård beskärning våren 1982 efter utvintringsskador. Före beskärning var plantorna i 0-yta lika höga som i N-ytan. Thuja-buskarna är kraftigast i 0-ytan och svagast i 3N-ytan.

Tabell 5. Barrväxternas höjd (bredd hos Juniperus) i cm hösten 1981

Art	0-yta	N-yta	3N-yta
Juniperus com. 'Repanda'	119	112	103
Taxus x media 'Hicksii'	58*	82	68
Thuja occ. 'Smaragd'	135	115	100

*Höjden missvisande på grund av för hård nedskärning

VÅRBLOMMANDE LÖKVÄXTER

Hösten 1981 planterades krokus 'Yellow Spring', påskliljor 'Golden Harvest' och tulpaner 'Mariette'. Lökväxterna planterades i fyra block med 25 lökar per block.

Särskilt i 3N-ytan har lökväxternas blomning starkt påverkats av värmeuttaget. Antal blommande exemplar i procent under 1982 och 1983 anges i tabell 6. Våren 1982 blommade krokus och tulpaner rikligt i både 0-ytan och N-ytan, medan blomningen i 3N-ytan var klart sämre. Påskliljornas blomning var bäst i 0-ytan och i 3N-ytan uteblev blomningen helt. Under våren 1983 var lökväxternas blomning genomgående bäst i 0-ytan och markant sämst i 3N-ytan. Beträffande tulpanerna var dock skillnaderna små mellan 0-ytan och N-ytan.

Begynnande blomning har påverkats av värmeuttaget. Under 1982 var blomningen hos krokus, påskliljor och tulpaner 6, 14 respektive 2 dagar försenad i N-ytan. Motsvarande försening i 3N-ytan hos krokus och tulpaner var 16 respektive 20 dagar. Blomningens försening under våren 1983 tycks överensstämma med tidigare resultat enligt preliminär sammanställning.

Tabell 6. Lökväxter planterade hösten 1981. Antal blommande exemplar i %

	0-yta		N-yta		3N-yta	
Art	1982	1983	1982	1983	1982	1983
Krokus	89	87	89	68	33	19
Påskliljor	98	83	81	52	0	4
Tulpaner	96	91	97	86	62	47
Medeltal	94	87	89	69	32	23

PRYDNADSTRÄD

För att undersöka hur träd etablerar sig på ytor med ytjordvärmeuttag planterades silverpil (*Salix alba* L.) 'Sericea' våren 1982. På grund av att försöksperioden är kort valdes silverpilen, som är ett snabbväxande prydnadsträd. Fem stamträd planterades i varje försöksled.

Träden har etablerat sig bra och har god tillväxt i både 0-ytan och N-ytan. I genomsnitt är trädens utveckling bäst i N-ytan på grund av att vissa träd i 0-ytan skadats av rådjur. Trädens etablering i 3N-ytan är mycket dålig. Endast ett träd har svag skottbildning i kronan. Övriga träd har endast skott från stammens nedre del.

SAMMANFATTNING

Av de växtslag, som ingår i försöket, har ytjordvärmeuttaget haft störst effekter på vårblommande lökväxter och rosor. Lökväxternas blomning blev försenad och, framför allt hos påskliljorna, även svagare. Rosorna har genomgående blommat sämre i 3N-ytan än i 0-ytan. På N-ytan har skillnaderna varit stora mellan svagt härdiga och mycket härdiga rosor. Svagt härdiga sorter har övervintrat sämre och blommat svagare, medan t.ex. Lichterloh under flera år blommat rikligare i N-ytan än i kontrolledet. Beträffande gräs, blommande prydnadsbuskar och barrväxter är skillnaderna relativt små mellan 0-ytan och ytor med värmeuttag. Silverpilen har god tillväxt i N-ytan, men i 3N-ytan misslyckades etableringen i det närmaste fullständigt.

Uttag av ytjordvärme kan orsaka en viss försening av växternas vegetativa utveckling. Detta är mest påfallande hos tidigt blommande arter t.ex. krokus. Hos blommande prydnadsbuskar såsom ölandstok och norsk brudspirea har förseningen varit ringa och vissa år har inga skillnader noterats.

Växternas tillväxt och överlevnad påverkas således av värmeuttag. På ytor med normalt värmeuttag har de minst härdiga sorterna påverkats negativt, medan de fullt härdiga växterna i vissa fall haft bättre tillväxt än på ytor utan värmeuttag. Trots det höga värmeuttaget i 3N-ytan har flera sorter haft ungefär samma tillväxt där som i kontrolledet. Hit hör grässorter, ölandstok ('Goldfinger') och norsk brudspirea. Resultaten tyder på att negativa effekter även av ett högt värmeuttag kan elimineras genom att använda fullt härdiga arter. Ligger t.ex. en lokal i zon III bör sorter planteras, som är fullt härdiga inom zon IV-V.

Våren 1982 hade värmeuttag pågått i Hacksta under fyra vintrar. För att utröna om det fleråriga värmeuttaget vållat några förändringar, som inverkar negativt vid nyetablering, planterades rosor och silverpil våren 1982. Under hösten samma år såddes ett nytt gräsförsök. Med undantag av silverpilen, som ej etablerade sig i 3N-ytan, har det nya växtmaterialet etablerat sig bra. Ingenting tyder på att det fleråriga värmeuttaget hittills orsakat förändringar, som inverkat negativt på etablering av gräs och vedartat växtmaterial.

LITTERATUR

Troedsson, T. m.fl. 1982. Ekologiska effekter av ytjordvärmeuttag. Rapport R51. Byggforskningsrådet. Stockholm.

Ullström, K-E. 1961. SPF:s växtatlas. Sveriges Pomologiska förening. Stockholm.

1.4 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet ytjordvärmesystem

Inlägg presenterade vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

1.4 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet ytjordvärmesystem

Sven Jensén

Vilka kriterier har man haft för växtvalet? Varför har bara trädgårdsväxter följts upp?

Roland Svensson

Man har valt att följa upp normala villaträdgårdsväxter eftersom nästan alla ytjordvärmeanläggningar lokaliserats till villaträdgårdar.

Folke Larsson

På vilket djup läggs slangarna?

Per-Erik Jansson

Det är en optimeringsfråga från fall till fall. Normalt ligger slangarna ca 0,6 till 1,0 meter under markytan.

Hans-George Wallentinus

En enkät som utförts vid miljövårdscentrum visar sammanfattningsvis följande effekter av ytjordvärmesystem:

- vågor i marken
- marksättningar
- längre tjälningsperiod
- torksprickor
- senare etablering av gräsmatta
- längre blomningstid vårväxter
- rotskador vid anläggandet
- randiga gräsmattor (brunt/grönt)

Enkäten redovisas utförligare under rubriken förberedda debattinlägg.

Stig Andersson

Hur mycket energi tas ut från marken?

Per-Erik Jansson

30 kWh per m^2 och år är det ungefärliga normaluttaget.

Bo Olofsson

Kan man dra slutsatser för andra jordarter med utgångspunkt från de utförda försöken?

Roland Svensson

Vissa problem föreligger när det gäller generaliseringar av försöksresultaten för andra jordartstyper, bl.a. är försök i sandjordar önskvärda.

Helene Lundkvist

Från vår sida efterlyser vi mindre, experimentella försök i laboratorieskala eller i fält för att mer detaljerat kunna beskriva processer och mekanismer.

2. YTVATTENVÄRME

2.1 Konsekvens av värmeuttag på fysiska förhållanden i sjöar

Lars Bengtsson, avd. hydrologi, Uppsala Universitet

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

Byggforskningsrådets
seminarium om
MILJÖEFFEKTER VID NATURVÄRME-
SYSTEM
Lerum, Göteborg 24-25 okt 1983

KONSEKVENS AV VÄRMEUTTAG PÅ FYSISKA FÖRHÅLLANDEN I SJÖAR

(Consequences of withdrawal of heat on the physical limnology of lakes)

Lars Bengtsson
avd hydrologi, Uppsala Universitet

ABSTRACT

The paper considers consequences of withdrawal of heat on the thermal regime and circulation processes in lakes. Conditions in undisturbed lakes are described. Disturbed conditions are discussed for different systems of heat withdrawal and for different kinds of lakes. Thermal changes are quantified.

SAMMANFATTNING

Artikeln behandlar inverkan av värmeuttag på temperatur och cirkulationsförhållanden i sjöar. Termisk regim över hela året för ostörda sjöar gås igenom och olika cirkulationsprocesser beskrivs. Hur den termiska regimen och cirkulationen påverkas diskuteras för olika förhållanden. Termiska förändringar kvantifieras.

INLEDNING

Temperaturförhållandena i en sjö bestäms av såväl klimatologiska faktorer som av sjöns konfiguration och topografiska förhållanden kring sjön. Genomströmmande floder samt inflöden i form av bäckar och även grundvatteninflöden påverkar en sjös termiska regim. Strömningsrörelser i en sjö orsakas i huvudsak av vinden som också har en omblandande effekt i varje fall på de övre vattenskikten. Strömningsrörelser och omblandning i en sjö påverkas av temperaturskiktningen, som i sin tur är en konsekvens av värmeutbyte med atmosfären och av inre omblandning. Det föreligger alltså ett samspel mellan termisk skiktning och vattenrörelser i en sjö. Värme kan utvinnas ur sjövatten med öppna eller slutna system. Med öppna system pumpas vatten upp från sjön, varefter värme uttages ur vattnet innan det nedkylt återförs till sjön. Man har alltså ett direkt ut- och inflöde i viss mån liknande in - utflöde i en sjö med bestämda uttagsnivåer i en regleringsdamm. I slutna system tas värme upp av ett köldbärarmedium som cirkulerar i en sluten slinga. Vattnet närmast slingan nedkyls, varvid en strömning induceras.

I denna artikel diskuteras hur cirkulation och temperaturförhållanden i en sjö kan förväntas påverkas av värmeuttag. För att kunna göra detta behandlas först den termiska regimen för sjöar i vårt klimatområde och de dominerande strömningsmekanismerna och strömningstyperna. Istäckta sjöar ägnas ett särskilt kapitel, varvid värmelagring i sjösediment behandlas. Vid den följande diskussionen av effekter av värmeuttag särskiljs sommar - höst perioden från vinterperioden. Vidare görs en uppdelning på sjöar med stor och liten eller ingen genomströmning. Inom varje avsnitt behandlas förväntad effekt av öppna respektive slutna system.

TERMISK REGIM FÖR TEMPERERADE SJÖAR

Värmeutbyte äger rum mellan vattnet i en sjö och atmosfären och också mellan vatten och bottensedimenten. Dessutom tillförs en sjö värme från tillrinnande vattendrag, och värme förloras med utflödet från sjön. Det dominerande värmeutbytet sker med atmosfären. Mycket stora ut- respektive inkommande värmeflöden resulterar dock i ett väsentligt reducerat nettoutbyte. Detta nettoutbyte är i allmänhet mycket större än värmeutbutet på grund av genomströmmande floder och bäckar. Vintertid resulterar värmeutbytet mellan vatten och atmosfär väsentligen i istillväxt medan temperaturförhållandena i vattnet påverkas föga. Ett istäcke verkar isolerande och begränsar värmeförlusterna till atmosfären. Totalt sett förlorar en sjö värme under hösten och tillförs värme under vår och höst. Värme lagras i sjön över vintern. Sedimenten tillförs viss liten mängd värme från en sjös vattenmassa under sommaren och avger värme till vattnet under vintern. Värme lagras alltså såväl i vattenmassan som i bottensedimenten av en sjö. Värmetillförsel från sediment till vattenmassa under

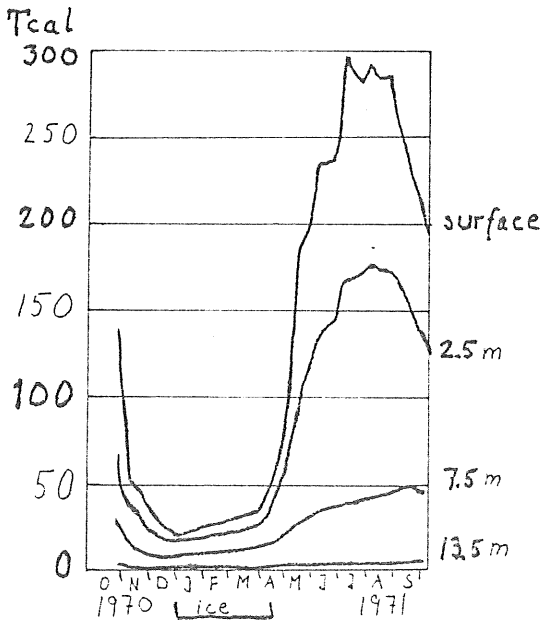


Fig 1. Sjön Velens, Västergötland, värmeinnehåll 1970/71, Thandertz, 1973.

vintern kan medföra att sjöns vatten uppvärms under vinterns gång. Hur sjön Velens värmeinnehåll varierar under året visas i fig 1.

Värmeutbytet med atmosfären åstadkommer över en sjö olika värmeutbyte per massenhet i en vattenkolumn beroende främst på variationer i djupförhållanden över sjön. Ytvattnet i grunda vikar värms t ex upp fortare än ytvattnet ute i själva sjön. Sjöns vattenmassa försätts i ett barokliniskt tillstånd och vattenrörelser initieras. Vattenmassan strävar efter att uppnå barotropiskt tillstånd. Starka vindar blandar sedan om sjöns vatten, så att ytskiktet, kanske ner till någon meter, blir homotermt. Vid värmeförlust till atmosfären kyls vattenytan av. Ytvattnet blir tyngre, sjunker nedåt, ersätts av lättare vatten; en småskalig konvektionsrörelse initieras som åstadkommer en homogenisering av vattnet närmast ytan. Denna effekt uppnås inte då ytvattnets temperatur är lägre än $4^{o}C$. Under vindstilla förhållanden kan därför vatten allra närmast vattenytan kylas ner till fryspunkten och ett istäcke bildas medan vattentemperaturen på mindre än 1 m djup fortfarande är närmare $4^{o}C$ eller opåverkad av värmeförlusten till atmosfären. En konsekvens av att vattnets densitet är störst vid $4^{o}C$ är att stora konvektionsrörelser påtvingas en sjös vattenmassa vid höstavkylning, "sjön vänder", och att hela sjöns vattenmassa måste kylas ner till $4^{o}C$, innan ytterligare nedkylning av ytvattnet kan äga rum. På samma sätt måste hela sjöns vattenmassa vara $4^{o}C$ innan ytvattnet kan värmas upp under vår och sommar.

Omfördelning av värme inom en sjös vattenmassa beror av strömnings- och omblandningsförhållanden, vilka främst induceras av vinden. Omblandningsförhållanden påverkas av temperaturskiktning. Skarp skiktning reducerar omblandning och orsakar att temperaturgradienter ökar. Under sensommaren utbildas i många sjöar på kanske närmare 10 m djup ett temperatursprångskikt som skiljer varmt ganska homotermt ytvatten (epilimnion) från ett kallt bottenvatten (hypolimnion) med mot botten svagt avtagande temperatur. Exempel visas i fig 2.

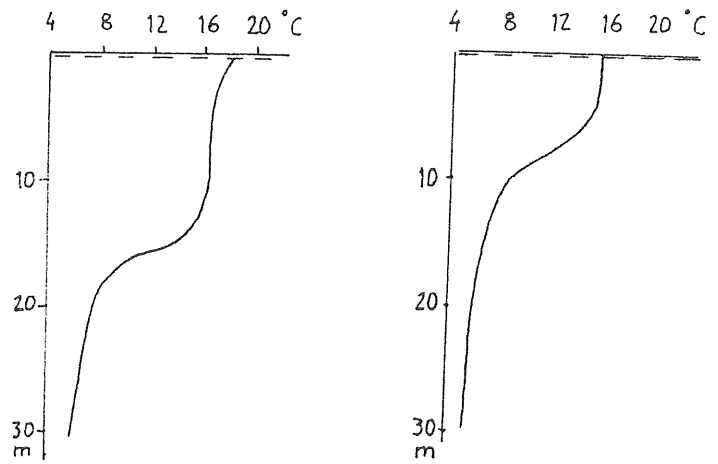


Fig 2. Exempel på sommarskiktning i sjöarna Ivösjön, Skåne (vänster) och Erken, Uppland (höger).

Till en sjö rinnande vattendrag ger upphov till en viss, i regel mycket ringa, strömning och orsakar en viss lokalt ojämn temperaturfördelning i sjön. Efter en initiell omblandning just där floden flyter in i sjön, inlagras flodvattnet på den nivå som överensstämmer med dess densitet efter den initiella omblandningen. Vid vissa speciella skiktningsförhållanden kan en älv rinna igenom en sjö utan att i större utsträckning någon omblandning med själva sjöns vattenmassa äger rum. Kallt älvvatten kan t ex rinna fram mellan ett istäckes undersida och ett markerat språngskikt som förhindrar nämnvärd inblandning av varmt bottenvatten i den kalla älvströmmen. Om inte inströmmande vatten inlagras i ytskiktet så kan det inte direkt ge något bidrag till utflödet, eftersom det från en sjö avrinnande vattnet i huvudsak utgörs av vatten från ytskiktet. Värmebalansen för en sjös hela vattenmassa tecknas

$$\frac{dH}{dt} = R - C - LE - SED - \rho c_p (qT)_{out} + \rho c_p (qT)_{in} \qquad (1)$$

där dH/dt = ändring av vattenmassans värmeinnehåll, R = strålningsbalans, C och LE = sensibilt respektive latent värmeflöde från vattenyta till atmosfär, SED = värmeflöde från vattenmassa till bottensediment och där de två sista termerna beskriver värmetransport till sjön genom ut- och inflöde varvid ρ = vattnets densitet, c_p = vattnets specifika värmekapacitet, q = ut-

resp inflöde per ytenhet av sjön, T = ut- resp inströmmande vattens temperatur. Värmebidraget från nederbörd har försummats. Av inflödet kan viss del utgöras av grundvatten. Strålningsbalansen utgörs av nettovärdet av tre stora värmeflöden,

$$R = R_s(1-\alpha) + R_l(1-\alpha_l) - R_b \qquad (2)$$

där R_s = kortvågig strålning, α = albedo för kortvågig strålning, α_l = albedo för långvågig strålning, R_b = långvågig tillbakastrålning från vattenytan. Reflektion av kortvågig strålning och absorbtion och emission av långvågig strålning sker i själva vattenytan. Den kortvågiga solsltrålningen absorberas med en mot djupet exponentiellt avtagande del över kanske den översta metern, beroende på hur pass klart vattnet är.

Under sommaren kan ett stationärt tillstånd uppkomma så att en sjös varmeinnehåll förblir konstant över en viss längre period (dH/dt = 0). Typiska dygnsmedelvärden på värmeflödena kan då vara med α = 0.1 och α_l = 0.97:

R_s = 200 W/m^2; R_l = 310 W/m^2; R_b = 400 W/m^2;

C = 12/W/m^2; LE = 40 W/m^2; SED = 3 W/m^2;

nettoförlust p g a genomströmning 25 W/m^2

vilket ger strålningsbalansen R = 80 W/m^2.

Typiska värden sent på hösten, då sjön avkyls, kan med α = 0.2 och α_l = 0.97 vara

R_s = 50 W/m^2; R_l = 300 W/m^2; R_b = 350 W/m^2;

C = 16 W/m^2; LE = 0; SED = 0;

nettoförlust p g a genomströmning 25 W/m^2

vilket ger strålningsbalansen R = -19 W/m^2 och en reducering av sjöns värmeinnehåll med hastigheten 60 W/m^2, vilket för en 6 m djup sjö motsvarar en reducering av sjöns medeltemperatur med 0.2°C/dygn.

Om lufttemperaturen är tillräckligt låg bildas is på sjön. Värmeförlusterna från vattnet till atmosfären kompenseras då i huvudsak genom istillväxt. Cirkulation och termisk regim för islagda sjöar behandlas i särskilt kapitel.

CIRKULATIONSPROCESSER I SJÖAR

Det man kanske först tänker på som strömningsgenererande orsak i en sjö är kanske en älv. Det är emellertid endast för vissa speciella skiktningsförhållanden som genomströmning har ett dominerande inflytande på cirkulationsförhållandena i en sjö. I stället är det främst vindförhållanden som bestämmer strömningen i en sjö. Strömmar kan induceras direkt av vinden, vindinducerade strömmar, eller indirekt genom att stående ytsvängningar eller inre svängningar (ytseicher och interna svängningar) uppstår vilka i sin tur orsakar att vattenmassan rör sig (seichströmmar) eller genom att vinden genererar vågor som ger upphov till strömmar nära stränderna (våginducerade strömmar). Direkt vindinducerade strömmar orsakar stora strömningsrörelser i alla typer av sjöar medan seichströmmar orsakar strömrörelser i väsentlig omfattning främst i stora och grunda sjöar. Av vindvågor inducerade strömmar är av betydelse endast i mycket stora sjöar. Strömmar genereras också vid olikformiga atmosfärstrycksändringar över en sjö och p g a attraktionskrafter från sol och måne, men dessa strömningsgenererande mekanismer är knappast av betydelse ens för en sjö av Vänerns storlek. Vid olikformig uppvärmning av en sjö, t ex så att vattnet i en grund vik uppvärms mer än vattnet på samma nivå ute i själva sjön, uppstår ett instabilt förhållande. Barokliniska strömmar eller densitetsströmmar eller konvektionsströmmar uppstår då vattenmassan strävar efter att nå ett jämviktsläge med parallella densitetslinjer.

Strömmarna i en sjö genereras inte men modifieras av densitetsskiktning, som reducerar omblandning, friktionskrafter, som beror på vattenrörelserna och verkar vid botten och också inom vattenmassan, bottenkonfigurationen, som i viss mån styr strömmarna och påverkar turbulensförhållanden, samt av jordens rotation, som orsakar att en accelerationskraft verkar vinkelrät mot höger på en partikel som rör sig på norra halvklotet. Av speciell vikt för cirkulationsförhållandena i en sjö är vindklimatet, hur exponerad sjön är för vindar, sjöns bottentopografi och dess termiska regim. En i tiden stationär strömningssituation kan endast inträffa om en sjös vattenmassa är helt homoterm eller helt tvåskiktad, och om vindförhållandena är stationära. Trots det brukar man kunna räkna med att vid i tiden konstanta vindförhållanden så utbildas i sjöar med längddimension 10 km ett någorlunda stationärt strömningsmönster inom några få timmar, Bengtsson (1981a), Laska (1981).

I det följande diskuteras direkt vindinducerade strömmar, seichströmmar, genomströmning och konvektionsströmmar orsakade av ojämn vattentemperaturändring över en sjö.

Vindinducerade strömmar: När vind verkar på en vattenyta överförs rörelsemängd och rörelseenergi till vattnet. Delar av rörelseenergin omvandlas till lägesenergi så att ytskikten blandas om, en del åtgår för att generera vågor, men huvuddelen av rörelseenergin dissiperas. Rörelsemängden transporteras genom turbulensens inverkan vidare ner i vattenmassan. När vind verkar på en vattenyta förs också vatten inledningsvis som en nettotransport med vinden så att en uppstuvning erhålles och vattenytan lutas. I en idealsituation då jordrotation och bottenfriktion försummas balanseras vindens skjuvkraft på vattenytan av gravitationskraften p g a vattenytans lutning. I en homoterm långsmal sjö med jämn bottenkonfiguration kan strömhastighetsprofilen se ut såsom visas i fig 3. Ythastigheten antages vanligen vara 1 - 2 % av vindhastigheten. Strömhastighetsmätningar företagna i en rad sjöar på 1 m djup tyder dock på att detta värde gäller för de delar i sjön där strömhastigheten är högst och att även då de an-

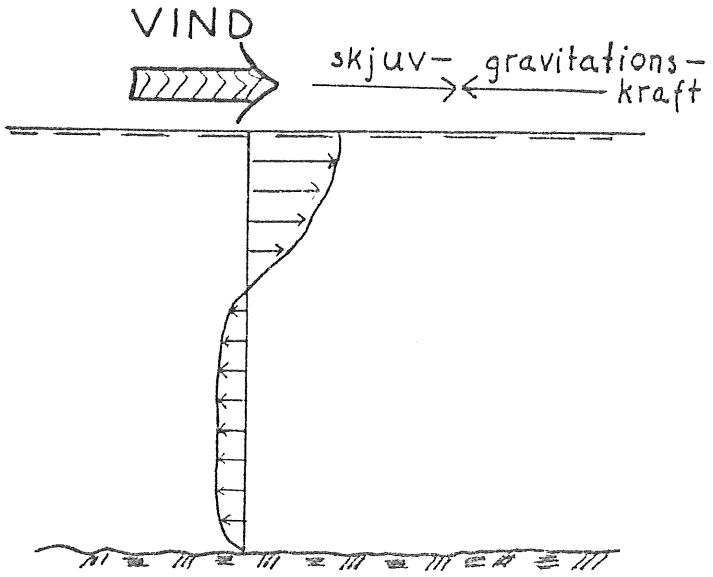


Fig 3. Exempel på strömhastighetsprofil och kraftbalans i oskiktad sjö med homogen botten.

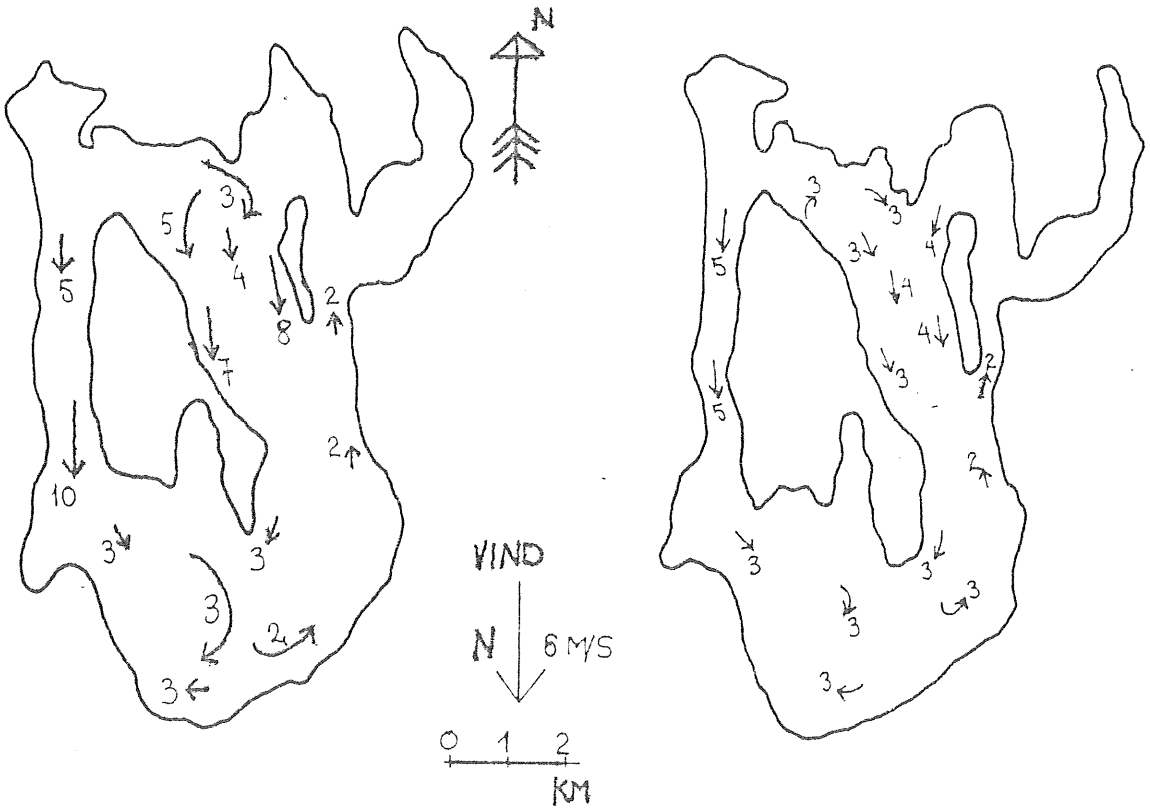


Fig 4. Uppmätt cirkulationsmönster på 1 m djup (vänster) och 4 m djup (höger) i Ivösjön, Skåne för nordlig vind 6 m/s. Språngskiktsdjup 12 m. Strömhastigheter är angivna i cm.

givna procentvärdena är väl höga, Bengtsson (1981a). Egentligen är det inte möjligt att fastslå att ytströmmens hastighet är en viss del av vindhastigheten. Strömmarna beror av vindens skjuvkraft, värde och fördelning över sjöns yta, bottenförhållanden och termisk skiktning. Också i små sjöar inverkar jordrotationen märkbart på strömningsmönstret såvida inte sjön är mycket grund och botten oregelbunden och vinden kraftig så att stora virvlar utbildas. Det vindinducerade strömningsmönstret i en sjö är ofta mycket komplext. Ett exempel på ett oregelbundet strömningsmönster visas i fig 4 för Ivösjön i Skåne.

Under sommaren och den tidiga hösten finns i tempererade sjöar ofta ett markerat språngskikt, termoklin, som åtskiljer två ganska homoterma vattenmassor. Friktionen mot termoklinen är ganska låg, de turbulenta utbyteskoefficienternas värden närmar sig molekylära värden, och strömmar under och över temoklinen kan röra sig ganska oberoende av varandra.

Termoklinen svänger nästan alltid, vilket innebär att hypolimnionvattnet alltid är i rörelse. Svängningsperioden beror på djupförhållanden och skiktning men är i många sjöar cirka 1 dygn. Den direkta inverkan av vinden är troligen liten på djupt vatten. Strömmarna och omblandningsprocesserna beror här troligen på inre svängningar. Det har visat sig svårt att med strömningsmodeller och turbulensmodeller för rörelsemängd och värme beskriva strömrörelser och temperaturfält redan för nivåer nedanför 5 m, Bengtsson (1978a), Svensson (1978). En trolig anledning härtill är att man inte alls tar hänsyn till inre svängningar eller att man inte kan avbilda omblandningsmekanismerna vid inre svängningar på ett tillfredsställande sätt.

Seiche-rörelser: En ytseiche har liten amplitud oftast mindre än 1 cm och kort svängningsperiod kanske ½ timme beroende på sjöns storlek och djup. I stora och ändå grunda sjöar kan amplituden vara stor. I Balatonsjön i Ungern kan ytseichens amplitud uppgå till närmare 1 m och de seichinducerade strömmarna nå hastigheter över 1 m/s. Svängningsrörelsen dämpas genom friktion mot

botten.

Rörelser p g a ytseicher har i flertalet sjöar ringa betydelse för strömningsmönstrets utseende eller för omblandningsförhållandena. Däremot har de inre svängningarna betydelse. När en sjö är skiktad medför en uppstuvning av vattenytan att termoklinen tvingas luta åt mosatt håll. Amplituden blir nu inte som för ytseichen inom intervallet mm - cm utan kan vara flera meter. Termoklinen kan till och med nå vattenytan, så att ytvatten blandas ner i bottenvattnet. Eftersom den inre svängningens amplitud är stor, är det stora vattenmassor som förflyttas. För sjön Velen är för sensommarförhållanden den teoretiska termoklinsvängningsperioden cirka 29 timmar och teoretiska seiche-inducerade strömhastigheter mitt i sjön cirka 2 cm/s. Under en period kan då en vattenpartikel röra sig fram och tillbaka över en sträcka på nära 1 km. Svängningsrörelsen dämpas dock av friktion mot botten.

Genomströmning: I de flesta sjöar är det endast nära in- och utlopp som cirkulationsförhållanderna i en sjö påverkas av genomströmmande floder. Inkommande flodvatten inlagras på en viss nivå medan utloppsvatten tas nära den nivå där utloppet finns, dvs i regel nära ytan. Där man byggt dammar med uttagsmöjligheter på olika nivåer kan man styra vilket vatten man vill ta ut. Även om genomströmningen i en liten sjö är stor blir strömmarna små. Om t ex genomströmningen är 10 m^3/s i en 5 djup och 1 000 m bred sjö, så blir den jämnt fördelade strömhastigheten endast 2 mm/s.

Konvektionsströmmar: Vid höstavkylning eller avkylning av ytvatten under kalla försommarnätter genereras konvektionsrörelser och ytskikten blandas om. Detta är småskaliga rörelser med såväl horisentell som vertikal längdskala på kanske mindre än 1 m. Om vattnet i en vik absorberar (eller förlorar) mer värme per volymsenhet än vatten utanför viken uppstår ett instabilitetsförhållande. Om vattnet i viken är varmt flyter det ut över ytvattnet utanför (tvärtom om vikens vatten är kallare än utanför liggande vatten) och vatten från själva sjön söker sig inåt mot vikens botten. En cirkulationscell som den i fig 5 uppstår. Denna situation har

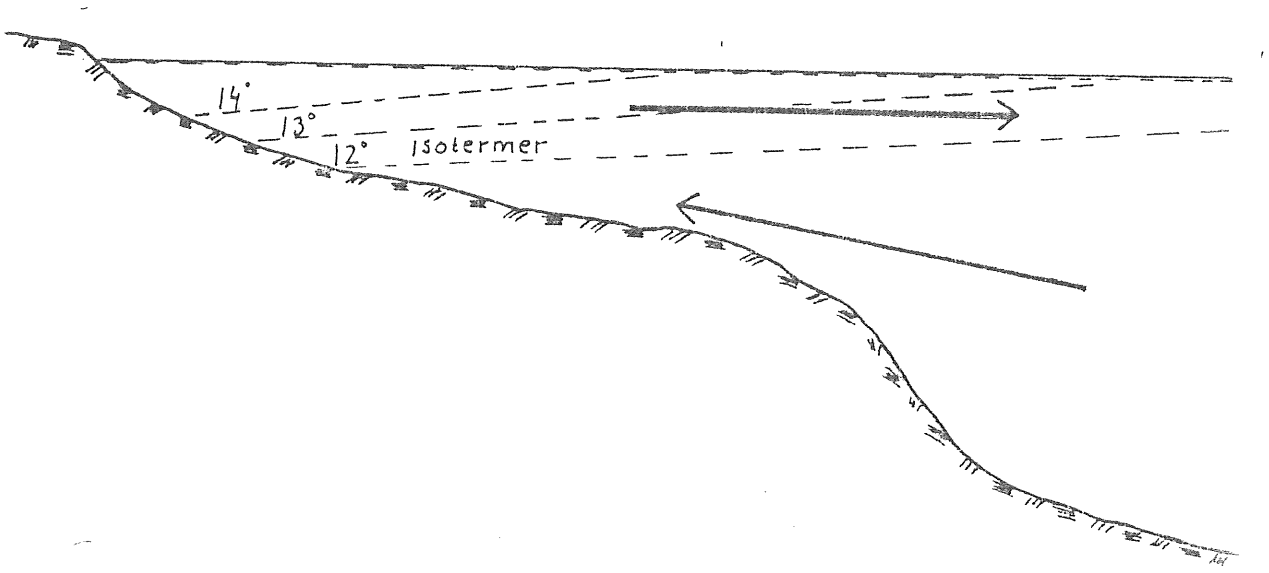


Fig 5. Strömningsmönster orsakat av större uppvärmning av vatten i grund vik än av utanför liggande vatten.

analyserats av Andersson (1978) för sjön Velen. För en period på våren uppskattar han att de horisontella rörelserna har hastigheter upp mot 5 cm/s.

ISTÄCKTA SJÖAR

Värmeuttag ur sjöar är av störst intresse vintertid. Då brukar flertalet sjöar vara istäckta. Eftersom vattenrörelser i istäckta sjöar är mycket små kan värmeuttag förväntas påverka temperatur och cirkulationsförhållanden relativt sett väsentligt mer i istäckta än i isfria sjöar. Strömning i en istäckt sjö kan genereras av en genomströmmande älv, av värmeflöde från bottensediment och kanske genom uppstuvning av istäcke och vattenyta med därpå följande seicher.

Om vinterflödet i en tillrinnande älv är någorlunda stort dominerar genomströmningen över de andra strömningsmekanismerna. Inkommande älvvatten har en temperatur mycket nära $0^{\circ}C$, och flyter efter initiell omblandning genom sjön nära isen. Om sjön inte är alltför grund utvecklas beroende på bottenförhållandena främst vid inloppet en skarp temperaturskikt-

ning på några meters djup. En temperaturprofil för Prästholmselet, genom vilken Råne älv rinner, visas i fig 6. Älvvattnet rinner fram mellan isens underkant och nivån 5 - 6 m, men strömhastigheten, som i sjöns mitt har ett maxvärde på 1 cm/s, är inte jämnt fördelad över sjöns hela bredd. Eftersom isens undersida i regel är ganska jämn och turbulensen inte särskilt intensiv, så påverkas strömningen under is, och då särskilt om ett språngskikt har utbildats, i ganska stor utsträckning av jordrotationen. En inströmmande älv kan förväntas svänga av mot höger vid inträngning i en sjö. I sjön Sperillen i Norge har man observerat uppvällande varmt vatten längs högra stranden relativt den genomrinnande floden, Tesaker (1973). Stigebrandt (1978) fann dock inte, frånsett nära flodinloppet, någon koncentration av strömmar nära högra stranden. Från en rent teoretisk studie beräknade Svensson och Larsson (1980) att strömhastigheten tvärs huvudströmriktningen i en istäckt sjö borde bli crka 1/10 av den längsgående strömmen, dvs ofta vara av storleksordningen mm/s eller mindre.

Värme lagras i bottensediment från sommar till vinter. Under vintern avges värme till ovanför liggande vatten. Om sjön är istäckt, så att värmförluster till atmosfären reduceras, blir den varmare under vinterns lopp. När bottenvatten nära stränderna uppvärms blir det tyngre och rör sig längs botten mot djupare delar av sjön. Konvektiva cirkulationsceller utbildas på så sätt som visas i fig 7. Likens och Rakotzie (1964) har

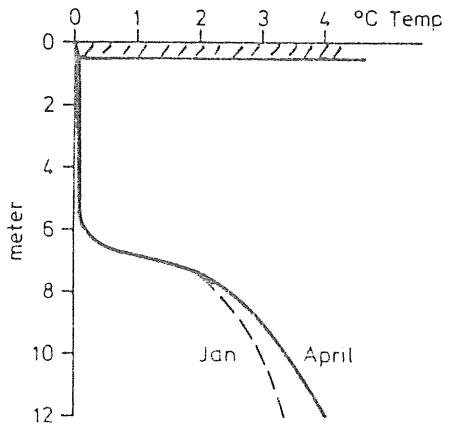


Fig 6. Vintertemperaturprofil i Prästholmselet, Norrbotten.

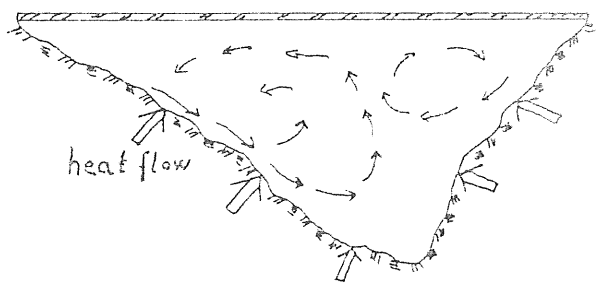


Fig 7. Principiell cirkulation orsakad av värmeflöde från sediment i vinterskiktad sjö.

uppmätt vertikala strömhastigheter under is på mellan 0.01 - 0.1 m/dygn. Begränsade färgutsläppningsstudier utförda av Lars Thandertz, avd hydrologi, Uppsala Universitet, för IHP-s sjögrupp tyder på upp mot 100 ggr så stora horisontalhastigheter, men de då studerade rörelserna kan också tänkas ha varit seiche-betingade. Uppmätta temperaturgradienter i sjön Velens längdriktning, fig 8 från IHD (1973), visar att vattenmassorna i varje fall under den tidiga vintern befann sig i ett instabilt läge. Sådana situationer kan uppstå endast om vattenrörelserna är mycket små.

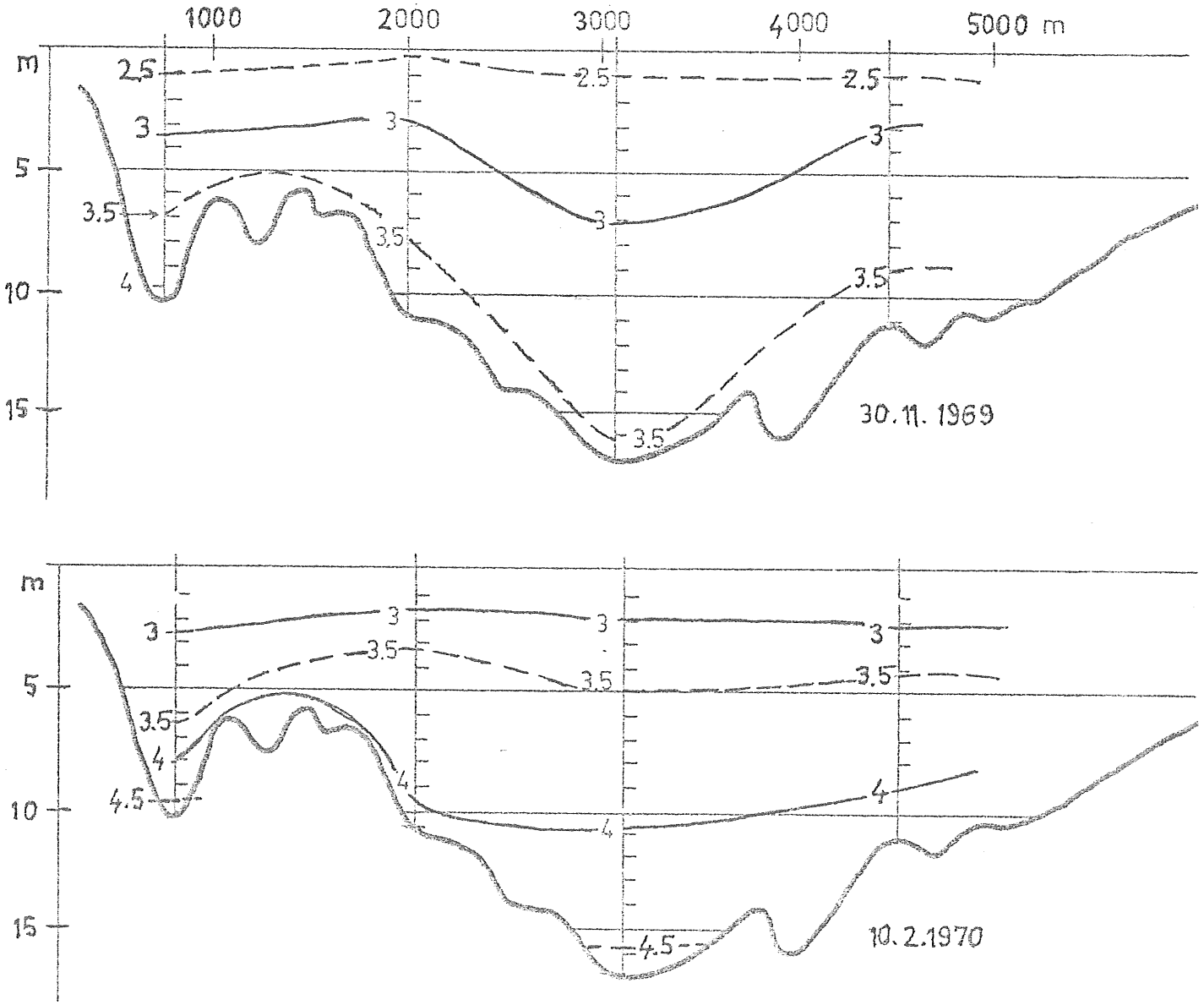


Fig 8. Vintertemperaturgradienter i sjön Velens längdriktning.

När vind verkar på en isyta bör såväl is- som vattenyta påtvingas en lutning. Vindens skjuvkraft på isen balanseras av en gravitationskraft som bestäms av isytans lutning. Detta i sig genererar inte några strömmar, men när vinden slutar verka strävar is- och vattenyta efter att nå jämviktsläge och seiche-rörelser uppstår. I en homoterm sjö är svängningsperioden så kort att vattenpartiklar endast borde röra sig fram och tillbaka över en kort sträcka. Rörelsen borde dämpas någorlunda snabbt men bidraga till en viss omblandning. Vattenytans lutning och ytseiche-svängningarna stör emellertid jämviktsföhållandena i en skiktad sjö. De inre svängningsrörelser som då genereras orsakar förflyttning av stora vattenmassor och kan alltså ha en icke oväsentlig omblandande effekt. Just av vinden indirekt genererade rörelsen under is har dock vad författaren vet inte systematiskt undersökts.

Värmeinnehållet vintertid i en sjö bestäms av avkylningsförloppet under hösten samt av värmeförluster till atmosfär och värmeflöde från sediment till vatten under vintern. Ett istäcke reducerar värmeförluster till atmosfären. Om det blir mycket kallt och vinstilla strax efter en sjö höstcirkulerat och är homoterm $4^{o}C$, kan ytvattnet kylas ner och is bildas då huvuddelen av vattenmassan ännu är nära $4^{o}C$. Isen verkar sedan isolerande. Om det i stället under senhösten och tidiga vintern är blåsigt med lufttemperaturer pendlande kring fryspunkten avkyls hela sjön kanske ner mot $1^{o}C$. Därför är sjöarna i norra Sverige, med tidig isläggning och stabilt istäcke genom hela vinter, ofta varmare under vintern än sjöarna i södra Sverige, som kanske bara tillfälligt fryser över under vintern.

Värmeflöde från sediment till vatten orsakar att en sjö sedan den väl istäckts blir varmare under vinterns gång. Detta åskådliggörs av fig 8 från mätningar i sjön Velen och mera renodlat i fig 9, som visar vintertemperaturprofiler i sjöarna Velen och Väsman. I Velen finns en skarp temperaturgradient mycket nära isens undersida. Värmeflödet från sediment till

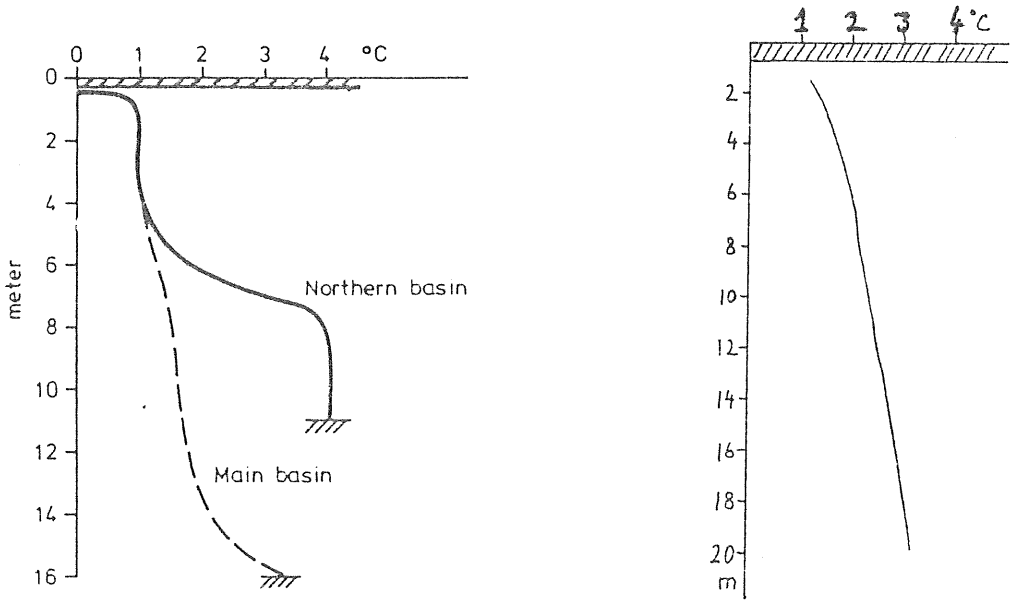


Fig 9. Exempel på vintertemperaturprofiler i sjöarna Velen, Västergötland (vänster) och Väsman, Västmanland (höger).

vatten avtar under vinterns lopp beroende på att sediementtemperaturen minskar och sjövattentemperaturen ökar. I svenska sjöar är värmeflödena i genomsnitt under en vinter 2 - 3 W/m^2 bottenyta.

När det är kallt är vattenytan eller vattnet just under ett istäcke inte i termisk jämvikt med atmosfären. Värmeförlusten till atmosfären kompenseras genom isbildning. Om vattnet är stillastående sker endast molekylär värmetransport från vatten till is. Det frigjorda isbildningsvärmet transporteras genom värmeledning genom is- och snötäcke och förloras till atmosfären. Frånsett just efter isläggningsskedet beskrivs istillväxten väl med en enkel graddagarsmetod enligt

$$h = C \cdot S^{\frac{1}{2}} \qquad (3)$$

där h = istjocklek, t ex cm, C = graddagarskonstant, t ex cm/(^{o}C-dygn)$^{\frac{1}{2}}$ och S = antal negativa graddagar, dvs absolutvärdet av summan av medeltemperaturen för dagar med medeltemperatur under fryspunkten sedan isläggningstillfället. Graddagarskonstanten beror av snötäckets tjocklek, men eftersom detta endast kan ha en begränsad tjocklek innan det tynger ner

isen så att vatten tränger upp i snötäcket och möjliggör bildandet av stöpis, så finner man att i varje fall i norra Sverige är graddagars"konstanten" någorlunda konstant från vinter till vinter och någorlunda lika från sjö till sjö. Ett rimligt värde är drygt 0.2 cm/(^{o}C-dygn)$^{\frac{1}{2}}$. Observerade istillväxts förlopp visas i fig 10 för dels Velen och dels sjön Valvträsk i Råne älvs avrinningsområde.

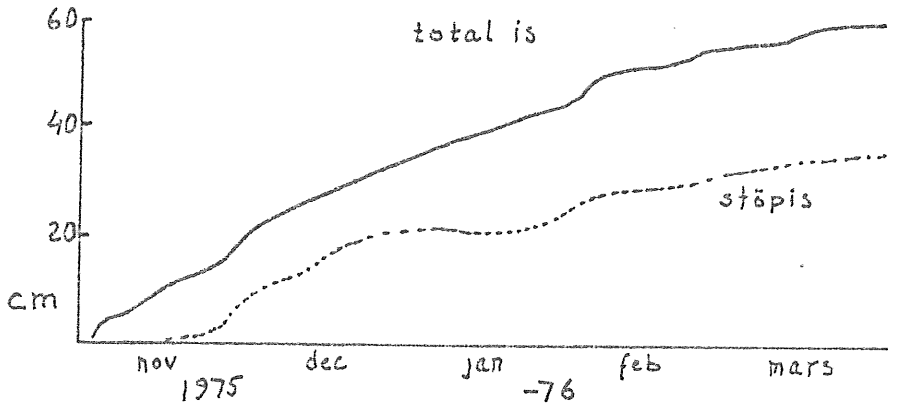


Fig 10. Exempel på istillväxtförlopp i Valvträsk, Norrbotten (överst) och Velen, Västergötland (nederst).

Det har i det föregående påpekats att värmetillförseln från vatten till is är obetydlig. En första förutsättning för att något värmeflöde skall kunna förekomma är att det finns vatten varmare än 0^{o}C nära isytan. En förutsättning för att värmeflödet sedan inte skall vara annat än molekylärt betingat är att det förekommer vattenrörelser intill isytan. Den högsta nivå på vilken temperatur under is registrerats i Velen är 0.75 m från fri vattenyta. I t ex mars 1972 var temperaturen på denna nivå 0.7^{o}C och istjockleken var 0.4 m. Temperaturgradienten

kan alltså uppskattas till cirka 0.2°C/m. Den molekylära värmetransporten är då 0.1 W/m^2, vilket motsvarar en reducerad istillväxt på endast cirka 1 mm/mån. Fördelar man tillströmmande bäckflöden över sjöns hela bredd och med 0.5 m utbredning under isen så blir strömhastigheten cirka 1 mm/sek. Med formler för gränslagerteori, Kays (1968) och Haynes och Ashton (1979), som t ex tillämpats av Bengtsson (1981b) just för värmeflöde från strömmande vatten till is, kan värmeflödet till isens undersida bestämmas till upp mot 5 W/m^2, men då har det strömmande vattnets temperatur antagits vara 0.7°C.
Då vatten nära vattenytan är varmare än 0°C, eller egentligen varmare än till sjön inströmmande vatten, eller då tappning sker på djupare nivåer, orsakar in-utströmningen en nettovärmeförlust. För en sjö med ytan 10 km^2, in- och utflöde båda lika med 0.4 m^3/s med 0°C inflödestemperatur men 0.5°C utflödestemperatur förloras värme motsvarande 0.1 W/m^2 sjöyta.

Värmebalansen för en islagd sjö kan alltså förenklas genom att uppdelas i två delar. Dels värmebalansen för den vattenmassa som är närmast isen och som tillfryser till is, för vilken gäller

nettovärmeförlust till atmosfären = isbildning + värmetransport från själva sjöns huvudvattenmassa (4)

och för övriga sjön, för vilken gäller per ytenhet

$$\frac{dH}{dt} = - \text{SED} - \text{värmeflöde till is} - \rho c_p (qT)_{out} + \rho c_p (qT)_{in} \qquad (5)$$

där beteckningar beskrivna i samband med ekv (1) gäller. Som framgår av resonemanget ovan är i de flesta sjöar värmeflödet från sedimenten en storleksordning större än värmeflödet till is och värmeförlusten orsakad av genomströmning.

En ganska omfattande studie av den naturliga värmelagringen i sjön Velen har utförts av Thandertz (1973). Vattenmassans värme-

innehåll varierar under året mellan ungefär $1 \cdot 10^{14}$ joule under tidiga vintern till drygt $1 \cdot 10^{15}$ joule under sensommaren (med $0^{o}C$ som referensnivå). Räknat per ytenhet är vattenmassans årsvärmebudget cirka $4 \cdot 10^{8}$ joule/m^2 eller för energitekniker mera lättförståeliga 100 kWh/m^2. Den årliga värmebudgeten för sedimenten, dvs den värmemängd som årligen inlagras i och sedan avges från sedimenten, är drygt $1 \cdot 10^{8}$ joule/m^2 eller cirka 25 kWh/m^2. Värmeutbytet mellan sedimenten och vattenmassan mättes under tre år. Under tidiga vintern var värmeflödet från sedimenten cirka 3 W/m^2, avtog under vinterns lopp för att i slutet av mars vara cirka 1.5 W/m^2. Värmelagringen i sedimenten visade sig vara koncentrerad till de översta 4 m sedimentlager.

VÄRMEBALANS VID VÄRMEUTTAG

Innan en analys av hur olika typer av värmeuttagssystem påverkar temperaturfördelningen i en sjö vid olika stora värmeuttag genomförs, diskuteras hur den övergripande värmebalansen för sjön påverkas av uttag, möjliga uttagsmängder och hur termiska jämviktsförhållanden ändras. För att förenkla diskussionen antas sjön vara homoterm.

Värmebalansen för en sjö såsom den tecknats i ekv (1) måste nu kompletteras med en förlustterm för värmeuttaget. Även då värmeuttag sker kan stationära tillstånd uppnås så att den homoterma vattenmassan är i termisk jämvikt med sin omgivning. Tänker man sig ett värmeuttag på 4 W/m^2 så motsvarar detta för en 8 m djup sjö en temperaturreduktion på $0.01^{o}C$/dygn. Då vattentemperaturen reduceras minskar emellertid också värmeavgivningen till omgivningen, vilket vid nettovärmeupptag från atmosfär och sediment betyder av värmeflödet till sjön ökar. Främst är det den långvågiga utstrålningen från vattenytan som minskar. En reduktion av utgående strålningsflöde med 4 W/m^2 erhålles redan då vattentemperaturen sjunker cirka $0.7^{o}C$. Med kända intags- och utsläppstemperaturer kan man lätt beräkna nödvändiga flöden för att uppnå förutbestämda värmeeffekter. Om t ex intagstemperaturen är $12^{o}C$

och utsläppstemperaturen $4^{o}C$ erfordras, om verkningsgrad antas vara 100 % och alla värmeförluster försummas, för att uppnå effekt motsvarande 4 W/m^2 att det cirkulerande flödet motsvarar 0.01 m^3/dygn per m^2 som för en 5 km^2 stor sjö blir cirka 0.5 m^3/s.

Så länge ett värmeuttag från en sjö i huvudsak kompenseras för genom reduktion av utstrålning från vattenytan kan mycket stora värmemängder tas ut från sjön. När ytvattnet nerkylts till frys-punkten bildas is. Eventuella värmeuttag från sjön kan därefter delvis kompenseras för genom värmeflöde från bottensediment men måste i övrigt tas från vattenmassornas värmeinnehåll. Under ideala omständigheter kan man tänka sig att en sjö isläggs då större delen av vattenmassan är $4^{o}C$. Om man nu väljer att ta ut 4 W/m^2 i en 8 m djup sjö kan man fortsätta med detta under 200 dagar innan vattentemperaturen reducerats till $2^{o}C$. Värmeutbytet med sedimenten har då inte beaktats. Värmeutbytet med sedimenten som under vintern är riktat ut från sedimenten och då är cirka 2 W/m^2 ökar vintertid om vattentemperaturen sänks men därvid minskar värmeinnehållet i sedimenten varför ett fortvarighetstillstånd inte uppnås. Hela värmeinnehållet i en sjö med $3^{o}C$ är med $0^{o}C$ som referensnivå $1.2 \cdot 10^7$ joule/m^2 multiplicerat med sjöns medeldjup i m ($\underline{3.5 \cdot \text{djup kWh/m}^2}$). Detta kan jämföras med den värmemängd som tillförs en sjö från bottensediment vintertid. Om värmeflödet från sedimenten är 3 W/m^2 i genomsnitt över vintern, blir den till sjön totalt tillförda värmemängden under en 5-månadersperiod drygt $\underline{10\ kWh/m^2}$. Det antagna värmeflödet är något högt för ostörda sjöar, men kommer att öka om bottenvattentemperaturen sänks. Det är endast för djupa sjöar, ofta med medeldjup överstigande 10 m, som den utnyttjningsbara värmemängd som finns i själva vattenmassorna vid vinterns början är lika stor eller större än den värmemängd som under vintern tillförs vattenmassorna från sedimenten. För en sjö med medeldjupet 3 m är den värmemängd som tillförs via bottensediment visserligen mindre än den värmemängd som blir tillgänglig då vattenmassan kyls ner från 4^{o} till 0^{o}, men då skall man dock beakta att stora delar av vattnet i en sjö oftast kyls ner till lägre temperatur än $4^{o}C$ på grund av värmeförluster till

atmosfären utan att kunna utnyttjas i ett värmeuttagssystem och att det inte är tekniskt eller i varje fall inte miljömässigt möjligt att kyla ner en sjös hela vattenmassa till $0^{o}C$. För t ex en villa med energibehovet 20 000 kWh under 5 vintermånader krävs en bottensjöyta på 2 000 m^2 om energibehovet skall kunna tillgodoses med bottensedimentvärme.

Det finns mätningar av värmeflöden mellan bottensediment och sjövatten. De mest omfattande torde vara de tidigare omnämnda för sjön Velen. Värmebudgeten för bottensediment på grunda vatten är större än på djupare vatten beroende på att värmebudgeten, dvs temperaturvariationerna över året, är större för högre liggande nivåer. Om man genom värmeuttag vintertid sänker vattentemperaturen ökar värmeflödet från sediment till vatten. Samtidigt reduceras emellertid sedimentens värmeinnehåll snabbare än för ostörda förhållanden. Analytiska lösningar för beräkning av värmeflödets fördelning i tiden och bottenvattnets temperaturutveckling har givits av Bengtsson (1978b). Lösningar har givits för då värmeuttag görs från vattnet. Teorierna har här tillämpats för en vid tekniskt värmeuttag relevant situation. Om vattenmassans utbredning sätts till 4 m med initiell homogen temperatur $3.4^{o}C$, sedimenten initiellt har den jämna temperaturfördelningen 7^{o} och att sedan värmetillförseln från sedimentlager djupare än 4 m försummas, erhålles vid ett värmeuttag på 2 W/m^2, den vattentemperaturutveckling och värmeflödesfördelning i tiden som visas i fig 11. Först efter nära 3 månader beräknas sedimentvärmeflödet ha avtagit till lägre värden än värmeuttaget från sjön. Sedimentvärmeflödet beräknas att reduceras från 3 till 1.5 W/m^2 över en 5-månaders period. I själva verket sker en viss uppåtgående värmetransport också från djupare sediment, varför sedimentvärmeflödet till vattnet är underskattat under periodens senare del. Utan värmeuttag från vattnet beräknas vattentemperaturen öka till $4.4^{o}C$ efter 5 månader. Värmeflödet har då reducerats från 2.5 till 0.8 W/m^2.

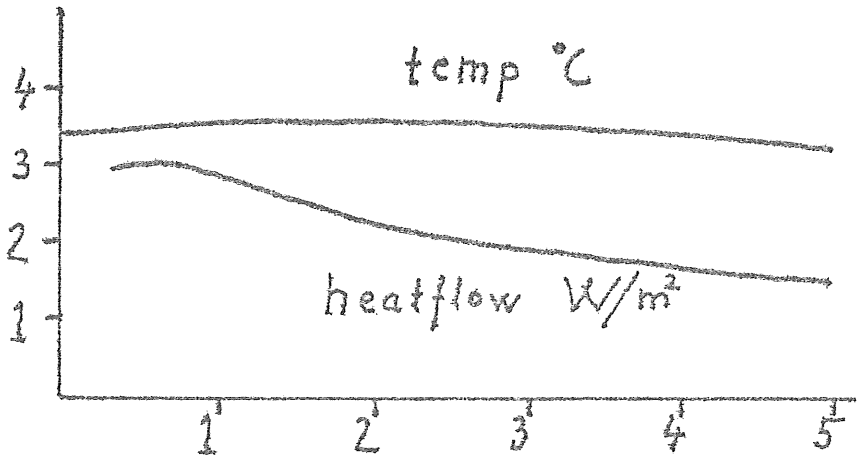


Fig 11. Beräknad vattentemperaturutveckling och sedimentvärmeflöde från 4 m djupt sedimentlager med initiell temperatur 7°C till 4 m djup homogen vattenmassa vid 4 W/m^2 värmeuttag.

VÄRMEUTTAG SOMMARTID

Eftersom en liten temperatursänkning av ytvattnet medför att utstrålningen från vattenytan reduceras väsentligt kan jämviktstillstånd mellan vattenmassa och atmosfär uppnås vid en mycket ringa vattentemperaturreduktion jämfört med ostörda förhållanden även om värmeuttaget från vattenmassan är stort. Värmeuttag från sjöar sommartid blir av intresse först då värmeuttagssystemet kombineras med någon form av säsongslager, t ex borrhålslager eller värmelagring i akvifer. Under hösten är det emellertid aktuellt med värmeuttag från sommarskiktade eller oskiktade sjöar. Diskussionen nedan är tillämplig för isfria förhållanden.

Så länge en sjö är sommarskiktad bör värme utvinnas från det varma ytvattnet. Detta innebär troligen att kylslingor i slutna system måste förläggas nära stränderna eller på djup grundare än cirka 5 m. Öppna system skall ha intag nära ytan. Utsläpp kan tänkas ske såväl nära ytan som på djup nivå. Uttag av ytvatten med sjötemperatur och kallt inflöde som inlagras på djupare nivåer liknar de förhållanden som naturligt förekommer i en sjö på hösten, då flodvatten med lägre temperatur än sjöns ytvatten tillförs sjön.

Slutna system placerade på ganska grunt vatten orsakar att bot-

tenvattnet här kyls ner. Det blir därvid tyngre och flyter i princip nedåt längs sjöbotten mot djupare områden. En konvektioncell utbildas, varvid viss temperaturutjämning åstadkoms. I de allra flesta sjöar verkar vindomblandningen ner till 5 m djup, dvs de djup som kan komma ifråga för utläggning av kylslingor, varför vattnet blandas om väl så att själva värmeuttaget inte påverkar skiktningsförhållandena i sjön.

I öppna system kan man i viss mån styra vattenflödena och åstadkomma den inblandning eller omblandning man önskar. Väljer man att placera intag vid ytan och förlägga utsläppet till grunda områden avbildar man naturliga förhållanden med ut- och tillflöde. Om utsläppet förläggs till ett grunt område dissiperar dess rörelseenergi mot botten, den initiella omblandningen blir stor, och flödet tränger inte ner i vattenmassorna mer än i viss mån som en densitetsström. Undersökningar utförda i samband med planering av ett pumpkraftverk i Ivösjön, Anderberg och Larsen (1974), Bengtsson (1979), visar att det kan vara fördelaktigt att anordna dissipationsområden, t ex en vall eller enbart utsläpp på grunt område, för att reducera rörelsemängdsflödet. Den naturliga temperaturskiktningen i sjön störs inte mer än att yttemperaturen reduceras något. Om utsläpp av nedkylt vatten sker på låg nivå eller om det nedkylda vattnet kan inblandas på djup nivå utan nämnvärd omblandning kan däremot skiktningsförhållandena påverkas. Hur, beror av utsläppsvattnets temperatur relativt temperaturen i olika skikt i sjön. Om varmt vatten tas nära ytan och förs ut nerkylt på djup nivå, är det rimligt att ett eventuellt språngskikt förskjuts uppåt i stället för att som normalt är förskjutas neråt under sommarens lopp. Det finns då större förutsättningar för att språngskiktet skall brytas upp av vindar och inblandning av kallt vatten i ytvattnet skall ske. Ett språngskikt återutbildas kanske senare på lägre nivå samtidigt som ytvattnet på nytt värms upp. Det är inte möjligt att utan detaljerat studium av enskilda fall förutsäga hur en naturlig temperaturskiktning skulle störas av djuputsläpp vid värmeuttag.

Under hösten kommer vid värmeuttag oavsett utsläppsläge först

bottenvattnet att kylas ner snabbare än normalt. En s k termisk barriär kan tillfälligtvis utbildas nära ett ytutsläpp, då kallt utsläppsvatten blandas om med varmt sjövatten och det omblandade vattnet når en vattentemperatur på $4^{o}C$, dvs densitetsmaximum, och sjunker nedåt. Sjövatten utanför "barriären" är varmare och utsläppsvatten innanför "barriären" är kallare än $4^{o}C$.

Det är fördelaktigt om isbildning sker så tidigt som möjligt eftersom värmeförluster till atmosfären då reduceras. Vid utsläpp av kallt vatten nära ytan kan man åstadkomma en omvänd skiktning så att kallt vatten överlagrar $4^{o}C$ vatten. Isläggning kan då åstadkommas tidigare än för ostörda förhållanden och då vattenmassans värmeinnehåll är högt. Utsläpp på djup nivå bör inte göras efter det sjön höstcirkulerat, eftersom vatten kallare än $4^{o}C$ sedan söker sig upp mot ytan och orsakar konvektiva rörelser så att uppkomst av temperaturskiktning förhindras eller i varje fall reduceras. Inte bara ytskiktet utan hela vattenmassan kyls ner.

Det finns ingenjörsmässiga formler för beräkning av atmosfärisk avkylning från en vattenyta, se t ex Bengtsson (1981b) för en översikt. Normalt utnyttjar man beräkningsformeln

$$\text{netto värmeavgivning} = a + b(T - T_a) \qquad (6)$$

där T är ytvattentemperatur, T_a lufttemperatur, a och b är konstanter som egentligen beror av vind, strålning, fuktighet. Om temperaturdifferensen mellan vatten och luft är liten får den av solstrålning och molnighet bestämda termen, a, stor betydelse och beräkningen blir osäker. Bengtsson ger konstantvärdena a = 30 W/m^2 och b = 17 W/m^2, ^{o}C.

Tänker man sig att endast ett översta skikt blandas om vid värmeuttag och genom vindpåverkan kan man med hjälp av ekv(6) beräkna tidpunkt för isläggning med och utan värmeuttag. Man får den analytiska lösningen

$$\text{tid till isläggning} = \frac{\rho c_p h}{b} \ln\left(1 + \frac{bT_0}{a - bT_a + V}\right) \qquad (7)$$

där h är utbredning av det omblandade ytskiktet, T_0 = initiell vattentemperatur, och V är värmeuttagets storlek. Om det omblandade skiktets tjocklek är 3 m, den initiella vattentemperaturen 3^oC och lufttemperaturen -3^oC, blir tiden för att nå isläggning utan värmeuttag 4.3 dygn. Vid ett värmeuttag på 4 W/m^2 blir isläggningstiden 4.15 dygn. Det fordras alltså stora värmeuttag om man med hjälp av värmeuttag skall kunna påskynda isläggningen, såvida man inte lyckas åstadkomma ett tunt kallt ytskikt.

I en icke islagd sjö är värmeutbytet med atmosfären stort och varierar avsevärt inom dygnet. Vinden verkar omblandande. Därför påverkas den naturliga temperaturskiktningen inte ens av stora värmeuttag. I en sjö med stor genomströmning gäller detta i ännu högre grad, eftersom viss ökad omblandning åstadkommes av en genomrinnande älv och en naturlig cirkulation finns också under vindstilla perioder.

KONSEKVENS AV VÄRMEUTTAG UR ISTÄCKT SJÖ

Författaren har tidigare, Bengtsson (1982a, 1982b) försökt analysera hur värmeuttag inverkar på temperaturförhållandena i istäckta sjöar. Forskning har påbörjats inom några institutioner för att klargöra denna fråga men några resultat har ännu inte redovisats. Framställningen nedan är därför med nödvändighet likartad den i de tidigare artiklarna, men innehåller nytt material. Någon direkt upprepning görs inte. En indelning baseras även nu på uttag med öppna och slutna system och på om den naturliga genomströmningen i sjön är stor eller ej.

Om en sjö inte är mycket djup och genomströmmas av en stor älv omblandas i regel hela vattenmassan så att den blir nästan homoterm och nära 0^oC. Förutsättningarna för värmeuttag är då delvis lika de som gäller för en älv. Eftersom bottenytan i en tvärsek-

tion är mycket större i sjön än i älven blir värmeflödet från bottensedimenten också mycket större per längdmeter. Avgivet bottensedimentvärme upptas dessutom under en längre tid i en sjö än över motsvarande sträcka i en älv eftersom strömningen är mycket långsam i sjön. Om älven är obrutet istäckt över mycket långa sträckor balanseras värmeupptaget från sediment med värmeavgivning till isen. I sjön sker en viss uppvärmning av vattnet. Värmeuttag motsvarande värmeflödet från sedimenten kan göras utan att den termiska regimen ändras. Den från sjön strömmande älvens temperatur reduceras kanske från 0.2°C till 0.0°C. Däremot är det tekniskt inte helt lätt att utvinna värme vid dessa låga temperaturer utan att förlita sig till isbildningsvärme.

Om sjön är ganska djup och genomströmningen inte stor, men inte heller liten, kan ett markerat språngskikt utbildas såsom visats för Prästholmselet. Råne älvs kalla och lätta vatten rinner igenom sjön med strömhastighet mindre än 1 cm/s mellan isens undersida och ett språngskikt beläget på crka 6 m nivå under vattenytan. Det varma bottenvattnet deltar inte i strömningen utan uppvärms på grund av sedimentvärmeflöde under hela den istäckta perioden. Värmeuttag med ett öppet system utformas naturligt så att varmt bottenvatten tas ut och släpps nedkylt ut ovanför språngskiktet. Till att börja med innebär detta att språngskiktet förskjuts nedåt. Nedträngningshastigheten kan uppskattas enligt

$$\frac{dD}{dt} = \frac{Q_p}{A} = \frac{V}{\rho c_p T_p} \qquad (8)$$

där D är språngskiktsdjup, t är tid, Q_p är vattenflöde till värmepump, A är sjöns area, V är ur sjön uttagen värmeeffekt per ytenhet, T_p är temperaturdifferens mellan in- och utpumpat vatten. Språngskiktet sjunker sedan under sin naturliga nivå och ner till en nivå som inte är en direkt följd av genomströmningen. Det är rimligt att tänka sig att sedimentvärme, från de bottenytor som vid sänkning av språngskiktsnivån exponeras för kallt epilimnionvatten, värmer upp vatten, som inte transporteras bort med älv-

vatten utan bidrar till att reducera språngskiktets nedträngning. Denna reducering av nedträngningshastigheten blir

$$\frac{dD}{dt}\ (\text{reducerat}) = SED\ \frac{(D - D_o)}{\rho c_p T}\ \frac{P}{A}\ \frac{1}{LUT} \qquad (9)$$

där T är hypolimniontemperatur, D_o är ursprungligt språngskiktsdjup, P är våt perimeter på språngskiktsdjupet och A är bottenarea och LUT är bottenlutning mellan djupnivåerna D och D_o.

Med ekv(8) kan t ex nedträngningshastigheten beräknas till 1 m/månad om effektuttaget är 4 W/m^2 och temperaturreduktionen 2.5°C. Då språngskiktet sjunkit säg 1 m motverkas dess vidare nedträngning delvis av sedimentvärme ovanför språngskiktet. Om hypolimniontemperaturen är 2.5°C och sedimentvärmeflödet 2.5 W/m^2, LUT är 1:2 och P/A antas vara ungefär 2/bredd och sätts till $4 \cdot 10^{-3}$ m, så blir reduceringen av nedträngningen cirka 0.5 m/månad. När språngskiktet sjunkit 2 m skulle alltså ett jämviktsläge kunnas tänkas uppstå. De framtagna exemplet skall ses som ett typexempel för att ungefär bedöma storleksordningen på tänkbara effekter.

Då värmeuttag skall ske med ett slutet system i en sjö med genomströmning och samtidigt markerat språngskikt förutsätts att slangsystemet läggs ut i det varmare bottenskiktet. Kring slangarna nedkyls vattnet som då blir lättare och stiger uppåt. Konvektionsströmmar induceras. Dessa kan delvis motverka de av sedimentvärmet naturligt inducerade konvektionsströmmarna. Konvektionsrörelserna strävar efter att homogenisera vattnet med avseende på densitet. Uppåtgående strömmar kan påverka språngskiktet, men, om slangarna är placerade minst någon meter under språngskiktet och värme för uttaget finns tillgängligt under språngskiktet, bör cirkulationcellerna få begränsad utsträckning. Temperaturen i hypolimnion bör kunna beräknas med givet värmeflöde från sediment och givet värmeuttag, se Bengtsson (1982b).

I istäckta sjöar utan genomströmning kan ett värmeuttag tänkas få relativt större inverkan än i sjöar med genomströmning, efter-

som den vintertid viktigaste strömningsgenererande mekanismen inte finns. Man ser också att temperaturförhållandena i sjöar utan nämnvärd genomströmning, vilket ju är flertalet svenska sjöar, inte är så renodlade, homoterma eller tvåskiktade, som i sjöar med genomströmning. Temperaturen ökar mot botten med skarp gradient nära isen. Ibland kan ett språngskikt utbildas nära isen och vattnet vara nära $4^{o}C$ kanske bara 1 m under isen. När värmeuttag görs med öppna system tas varmt bottenvatten, vilket efter nedkylning släpps nära vattenytan. Utsläpp av kallt vatten just under istäcket måste medföra att ett med tiden ökande tjockt skikt med kallt vatten finns närmast isen. Den naturliga temperaturfördelningen "förskjuts" helt enkelt neråt. Beroende på vilka strömhastigheter som genereras vid utsläppet och hur stor inträngningen av "sjövatten" i utsläppsvattnet blir kan skiktningsgränsen bli olika skarp. Beräknad temperaturprofil för sjön Velen visas i fig 12. För detta fall har en ganska avancerad matematisk modell, Imberger m fl (1978), använts. Modellberäkningarna visar dock att kallt vatten helt enkelt flyter ut under isen och "skjuter ner" den övriga vattenmassan. Detta betyder att djupare bottenvatten förblir varmt vintern igenom men att vatten på några meters djup nedkyls väsentligt kanske från $3^{o}C$ vid ostörda förhållanden till $0.5^{o}C$.

Ett teoretiskt exempel visas i fig 13. En sjö antas vid isläggning vara homoterm $2.5^{o}C$. Stränderna är lodräta. Värmeuttaget är inledningsvis lika med sedimentvärmeflödet som antas vara konstant 2.5 W/m^{2} under hela vintern. Utsläppstemperaturen är nära $0^{o}C$. Sjön är 10 m djup och dess area är 4 km^{2}. Uttagsvattenflödet är 1 m^{3}/s. Det kalla ytskiktet utbreder sig neråt med hastigheten 0.6 m/månad. Efter 4 månader har bottenvattnets temperatur ökat till $3.1^{o}C$. Vattenflödet ger då värmeuttagseffekten 3.1 W/m^{2}.

Eftersom man vid öppna system vet hur stora vattenflödena är och var systemets in- och utlopp finns, går det också att någorlunda väl beräkna konsekvenserna av ett dylikt värmeuttagssystem. Det är betydligt svårare att förutsäga konsekvenserna

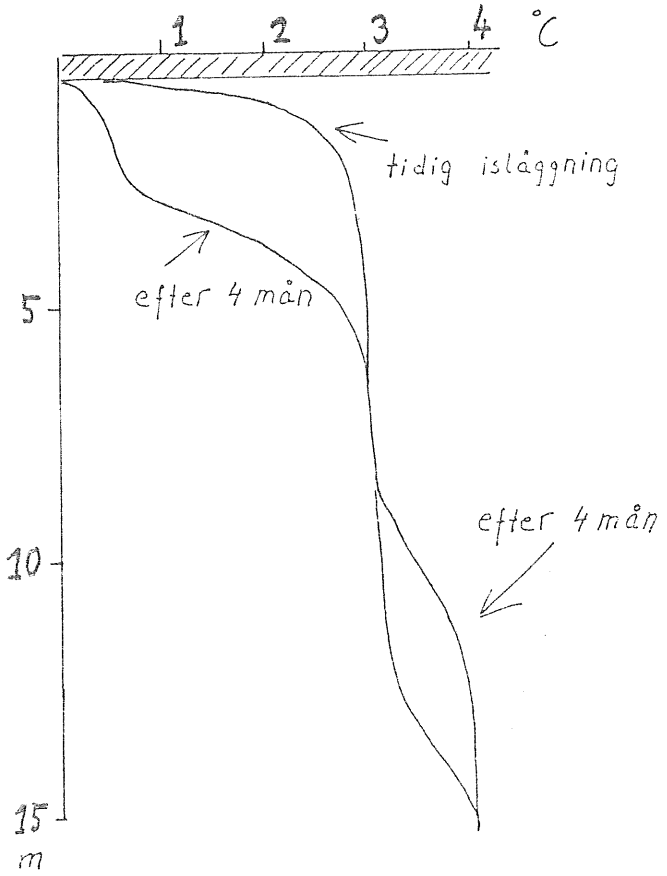


Fig 12. Simulerad temperaturprofil i sjön Velen vid pumpning av 0.5 m^3/s från 10 m nivå med utsläpp av 0.5°C-vatten på 1.5 m nivå under 4 månader sedan istäcke bildats. Initiell temperaturprofil visas också.

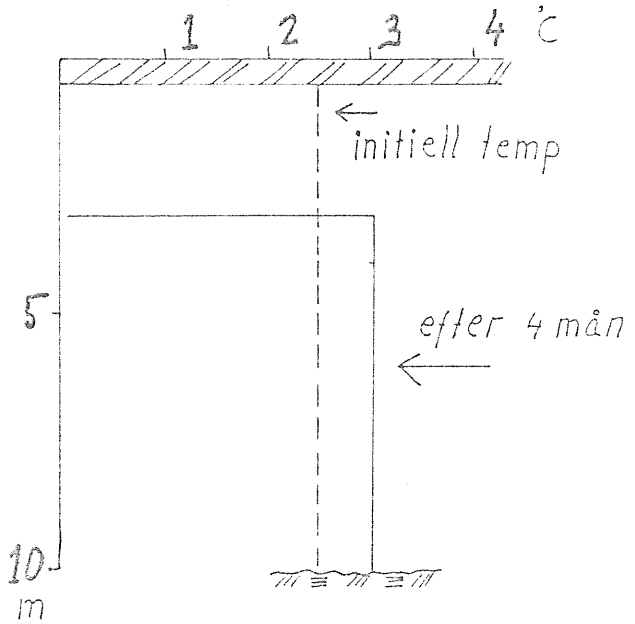


Fig 13. Simulerad temperaturprofil i fiktiv 10 m djup istäckt sjö med yta 4 km^2 vid uttag av 1 m^3/s från bottenskiktet och utsläpp av 0°C-vatten just under istäcket.

av ett slutet system. Konvektionsströmmar genereras ovanför på sjöbotten utplacerade kylslingor. Om kylslingor finns jämnt fördelade över en sjö med jämn botten kommer sjövattnet att kontinuerligt homogeniseras nedifrån. Man bör få en temperaturutveckling som den som visas i fig 14. Temperaturprofilen "skärs" helt enkelt av. Normalt måste värmeslingorna koncentreras till vissa delar av en sjö. Det skapas då dessutom en långsam mera storskalig cirkulation som normalt borde samverka med och förstärka den cirkulation som genereras av sedimentvärmeflödet. Vid placering av kylslingor på grunda områden kan däremot en motverkande effekt uppnås. Eftersom, som visats för sjön Velen, av sedimentvärmeflöde genererad cirkulation är en mycket långsam process, kan felaktigt placerade kylslingor medföra att sedimentvärme endast från begränsade delar av en sjö kan utnyttjas för värmeuttag. I fig 15 visas några tänkbara cirkulationsfall. Vatten på djupare nivåer kan tänkas bli stillastående och helt opåverkat av värmeuttaget. En något mera teoretisk diskussion där hastighetsskalor introducerades har förts av Bengtsson (1982a).

SLUTSATSER

I detta inlägg har visats att konsekvenserna av värmeuttag ur sjöar bör vara mycket måttliga. Vid utformandet av anläggningar bör man vid öppna system eftersträva god initiell omblandning och som regel välja utsläpp där den kinetiska energin dissiperar nära ytan. Miljömässig lämplig utformning är också den tekniskt mest effektiva. Sommartid kan mycket stora värmeuttag göras utan att en sjös termiska regim störs. I istäckta sjöar finns i huvudsak möjlighet att utvinna det värme som tillförs vattnet från bottensedimenten. Även om man begränsar sig till detta uttag får man i istäckt sjö en omfördelning av vattenmassorna och ändrade temperaturförhållanden jämfört med ostörda förhållanden.

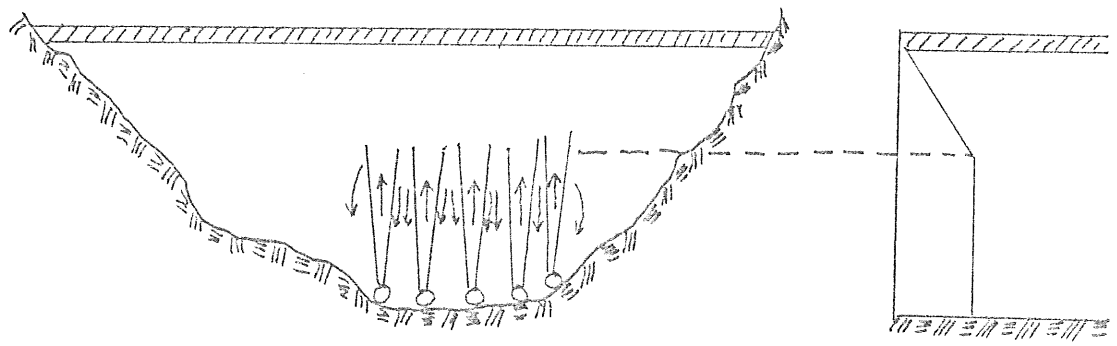


Fig 14. Förväntad temperaturprofil (höger) och omblandningsförhållanden (vänster) när värme uttages från en istäckt sjö med hjälp av ett slutet system.

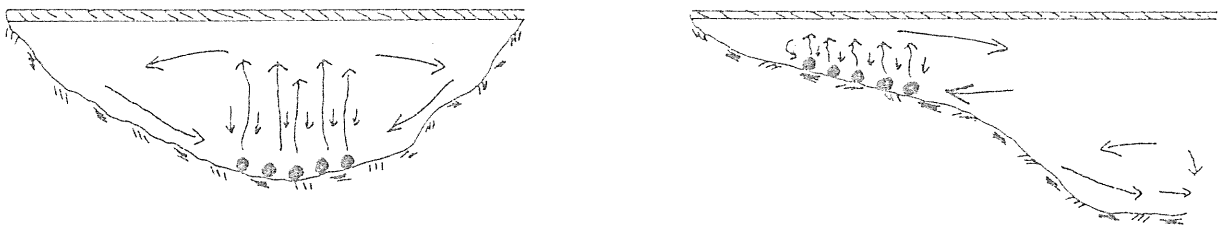


Fig 15. Förstärkt naturlig "sedimentvärmecirkulation" vid placering av kylslingor mitt i en sjö (vänster) och motverkande cirkulation med lokal cirkulationcell kring kylslingor placerade på grunt vatten.

REFERENSER

Andersson, H. (1978) "En jämförande studie av temperaturförhållandena i sjön Velens huvudbäcken och en vik i samma sjö", Modelling of Dynamic Phenomena in Lakes, Editor L. Bengtsson, rep. Swedish IHP Research Group on Lake Hydrology. TULEA 1978:01, pp. 46-75, University of Luleå.

Bengtsson, L. (1978a) "Wind Induced Circulation in Lakes", Nordic Hydrology, 9, pp. 75-94.

Bengtsson, L. (1978b) "Winterstratification in Lake Dominated by Through-Flow", Modelling of Dynamic Phenomena in Lakes, Editor L. Bengtsson, rep. Swedish IHP Research Group on Lake Hydrology. TULEA 1978:01, pp. 24-45, University of Luleå.

Bengtsson, L. (1979) "The Influence of a Proposed Storage Hydropower Plant on the Thermal Stratification of Lake Ivö", TULEA 1979:02, Proc. U.N. Economic Commission for Europe, Symp. Hydroelectric Schemes under the New Energy Situation, Oct.-79, Athens, Greece.

Bengtsson, L. (1981a)"Circulation in Small Lakes", paper presented at European Geophysical Society Meeting, Uppsala Aug.-81, WREL Ser. A 76, University of Luleå.

Bengtsson, L. (1981b) "Experiences on the Winter Thermal Regimes of Rivers and Lakes with Emphasis on Scandinavian Conditions", Proc. IAHR Symp. Ice Problems. pp. 11-54, Quebec, July -81.

Bengtsson, L. (1982a) "Inverkan av värmeuttag på temperatur- och cirkulationsförhållanden i istäckta sjöar", Tidskriften Vatten 1-1982, s. 3-16.

Bengtsson, L. (1982b) "Ändrade cirkulationsförhållanden i islagda sjöar vid värmeuttag", Sjövärmesystem, BFR-seminarium, Älvkarleby, maj -82, BFR R 143:1982, s. 131-143.

Haynes, F.D. and Ashton, G.D. (1979) "Turbulent Heat Transfer in Large Aspect Channels", CRREL, Hanover, N.H., rep. 79-13.

IHD, Sweden (1973) "Dynamiska studier i sjön Velen", Rep. 29, Statens Naturvetenskapliga Forskningsråd.

Imberger, J., Patterson, J., Hebbert, B. and Loh, I. (1978) "Dynamics of Reservoir of Medium Size", ASCE J. Hydraulics Div., 104 (HY 5), pp. 725-743.

Kays, W.M. (1966) "Convective Heat and Mass Transfer", Mc Graw-Hill.

Larsen, P. och Anderberg. L. (1974) "Västanåprojektet - försök i fysikalisk modell", Bull. Ser. A36, Teknisk Vattenresurslära, LTH, Lund.

Laska, M. (1981) "Characteristics and Modelling of Physical Limnology Processes", Mitteilungen 54 Versuchanstalt Wasserbau, Zürich, thesis, 290 pp.

Likens, G.E. and Ragotzkie, R.A. (1965) "Vertical Water Motions in a Small Ice-Covered Lake", J. Geophys. Res. 70, pp. 2333-2344.

Stigebrandt, A. (1978) "Dynamics of an Ice-Covered Lake with Through-Flow", Nordic Hydrology, 9, pp. 219-244.

Svensson, U. (1978) "Examination of the Summer Stratification", Nordic Hydrology, 9, pp. 105-120.

Svensson, U. och Larsson, R. (1980) "A One-Dimensional Numerical Model Study of Some Basic Features of the Flow in Ice-Covered Lakes", J. Hydraulic Research, 18, pp. 251-267.

Tesaker, E. (1973) "Horizontal Cross-flow Temperature Gradients in a Lake Due to Coriolis' Force", Proc. Int. Ass. Hydrological Sci. Symp. Hydrology of Lakes, Helsinki, IAHS Publ. 109, pp.72-80

Thandertz, L. (1973) "Heat Budget Studies", Dynamic Studies in Lake Velen, Editor M. Falkenmark, rep. 31 IHD, Sweden, pp. 51-78.

2.2 Effekter på bottenfauna vid värmeuttag ur sjösediment

Lars Leonardson, Limnologiska institutionen,
Lunds universitet

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

1 INLEDNING

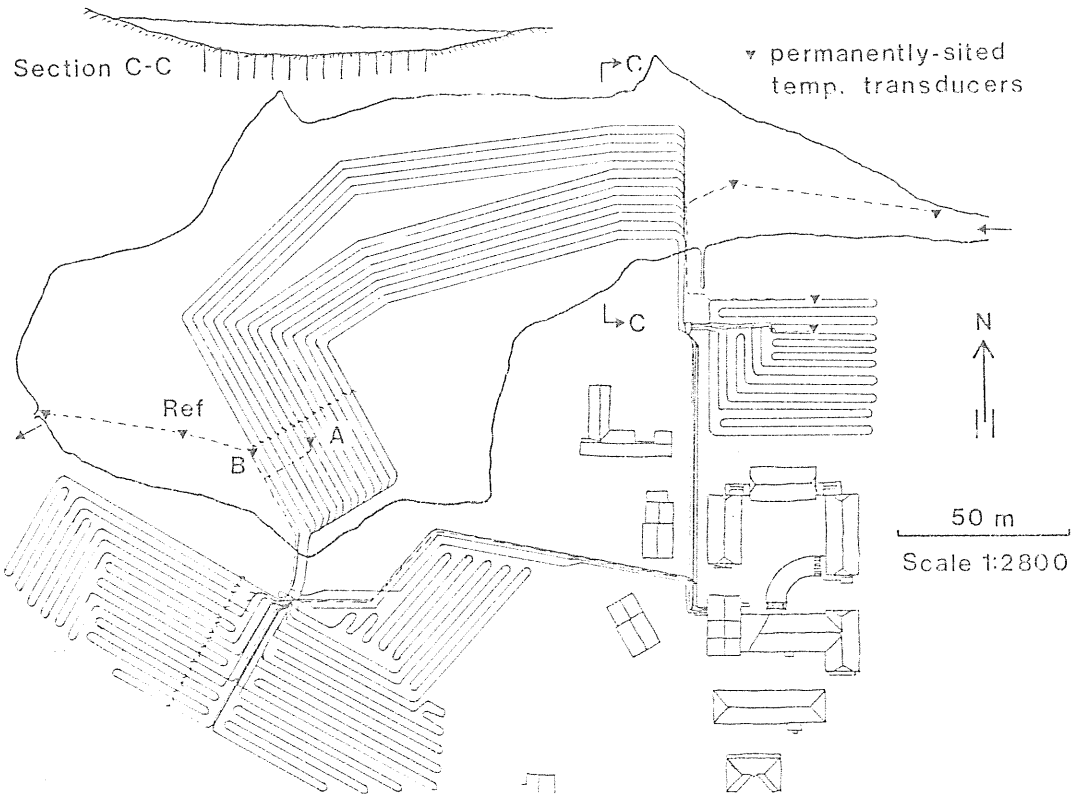
Mellan 1978 och 1982 installerades mer än 600 slutna system för värmeuttag ur sjövatten eller sjösediment i Sverige. De flesta anläggningarna är små och värmer upp enfamiljsvillor. År 1981 installerades en något större anläggning vid Östra Grevie folkhögskola i sydvästra Skåne. I anslutning till denna värmepump bedriver Chalmers Tekniska Högskola forskning angående sjöns funktion som värmekälla, samt utvärderar anläggningen. Sedan sommaren 1982 finansierar Statens råd för byggnadsforskning limnologiska och växtekologiska studier av effekter på vattenkvalitet, bottenfauna, sediment, fisk och vattenväxter. Avsikten med undersökningarna är att skapa underlag för bedömning av miljörisker i samband med storskalig användning av sedimentvärmepumpar.

2 ÖSTRA GREVIE-SJÖN

Experimentsjön är belägen i ett jordbruksområde med leriga moränjordar. Sjöns yta är 18 000 m^2, dess maximala djup 3,1 m och dess medeldjup ca 1,8 m (Fig. 1). Ursprungligen var den en dödis-sjö, men genom ackumulation av organiskt material fylldes den med torv. Genom torvtäkt restaurerdes sjön, sannolikt under 1800-talet. Torven togs dock inte bort fullständigt, varför en ojämn torvyta nu underlagrar de recenta organiska sedimenten.

Östra Grevie-sjön är en eutrof sjö med hög alkalinitet (3-5 mekv/l) och kalciumkoncentration (ca 120 mg/l). Totalfosforhalten varierade under 1982/83 mellan 60 och 270 µg P/l, och växtplanktons biomassa nådde periodvis 150 µg klorofyll a/l. Hög planktonproduktion resulterade ofta i syreövermättnad i ytvattnet, med maximumvärden på 220%. Under stagnationsperioder, vilka under sommaren är kortvariga och sällan förekommande, kan sedimentens och bottenvattnets syrekonsumtion resultera i låga syremättnadsvärden (20-50%). Detsamma kan ske vid långvarig isläggning, såsom under vintern 1981/82. Karaktäristisk för sjön är också en tät bladvassbård (Phragmites australis) vid den norra stranden, samt täta flytande mattor av hornsärv (Ceratophyllum demersum)

på den öppna vattenytan.



Figur 1. Östra Grevie-sjön med utlagda slangar för utvinning av sediment- och ytjordvärme.

3 VÄRMEPUMPANLÄGGNINGEN

Energiupptagningen sker i Östra Grevie-sjön med ett s k slutet system, varvid en energiupptagande vätska (brine) cirkuleras i ett slutet slangsystem mellan sedimenten och den landbaserade värmepumpen. Ca 3300 m polyetenslang med diametern 40 mm har därför sänkts ned i sjöns sediment, i 14 parallella slingor med 1,5-2,5 m mellanrum (Fig. 1). Området med slangar utgör ca 50% av sjöns sedimentyta, vilket får anses vara en ovanligt stor andel av sjöbottnen. Den energiupptagande vätskan som cirkuleras i slangarna utgörs av 20% etylenglykol i vatten. P g a den ojämna torvytan under det sentida sedimentet ligger slangarna på varierande sedimentdjup, från uppe på sedimentytan till mer än 50 cm sedimentdjup. För att förhindra uppflytning av slangarna i samband med isbildning, är de fästa i sedimentet med 2,5 m långa vertikala

armeringsjärn. Förutom de i sedimentet nedsänkta slangarna finns två slangsystem för ytjordvärme nedgrävda i åkrar på sjöns södra sida.

4 FÖRVÄNTADE EFFEKTER PÅ BOTTENFAUNAN

För att inventera den nuvarande kunskapsnivån avseende effekter på bottenfauna av låg temperatur och periodiska infrysningar i sediment gjordes under hösten 1982 en genomgång av litteraturen. Dessutom togs kontakter med utländska institutioner för att dra nytta av eventuella erfarenheter inom värmepumpsområdet. Resultaten visade att inga svenska eller utländska kunskaper fanns avseende miljöeffekter av sedimentvärmepumpar. Däremot finns ett stort antal vetenskapliga publikationer, där man framför allt i laboratorium studerat temperaturens inverkan på bottenfaunans utveckling. Dessa studier ligger till grund för de slutsatser om förväntade effekter som presenteras nedan.

4.1 Värmeuttagets inverkan på sedimentens temperatur

Värmeutvinning ur sjöbottnar kommer att sänka sedimenttemperaturen under höst, vinter och vår. Särskilt utpräglat förväntas detta bli under perioder med isläggning på sjön p g a att vattenrörelserna reduceras kraftigt. Temperaturen i bottenvatten och ytsediment sjunker även under naturliga förhållanden till omkring 4 ^{o}C när sjöar är islagda. Detta innebär givetvis att bottenfaunan är relativt inaktiv under vintern även om ingen energi tas från sedimenten. Väsentliga skillnader är dock att temperaturen inom områden med utlagda slangsystem kommer att sänkas mer än normalt, samt att vinterförhållandena vid sjöbottnen kan förlängas avsevärt. Speciellt accentuerat blir detta i de fall energiuttagen är så höga att is bildas på bottnen. Denna is kan ta lång tid att smälta, framför allt på grund av att energiuttagen kommer att fortsätta, om än i reducerad omfattning, till långt fram på våren.

4.2 Värmeuttagens inverkan på bottenfaunan

Eftersom det vid sedimentvärmeuttag kommer att ske en direkt påverkan på profundala bottnar, begränsas diskussionen om förväntade effekter till profundalens bottendjur. I näringsrika sjöar utgörs dessa av fjädermygglarver, glattmaskar och tofsmygglarver, medan det i näringsfattiga sjöar även förekommer gråsuggor, märlkräftor samt dag- och nattsländelarver. Nedan presenterade förväntade temperatureffekter baseras framför allt på arbeten, som behandlar fjädermygglarver, dagsländor och märlkräftor.

Inom områden med slangsystem förväntas djurens tillväxthastighet bli lägre under höst, vinter och vår, när temperaturen i sedimentet är lägre än normalt. Vid en viss artspecifik låg temperatur upphör dessutom djuren att växa helt, och inleder en viloperiod (diapaus) som inte bryts förrän temperaturen stigit eller dagslängden/ /ljusintensiteten ökat avsevärt. Det är därför troligt att viloperioden på bottnar med sedimentvärmeslangar blir längre än på andra delar av sedimentytan. Följden av längre perioder med nedsatt metabolisk aktivitet kan bli att larverna inte uppnår maximal storlek eller lämpligaste larvstadium inför övervintringen, vilket kan leda till ökad mortalitet. Det har också visats att skinnömsning och därmed byte av larvstadium är starkt temperaturberoende. Ju högre larvstadium djuret ska övergå till, desto högre temperatur krävs för en framgångsrik skinnömsning. Låg tillväxt kan också leda till att insekter inte nått maximal storlek vid förpuppning och puppkläckning, vilket får till följd att de vuxna individerna blir småvuxna, och att honorna lägger färre ägg. Denna aspekt är troligen viktigast för arter, vars förpuppning och kläckning sker tidigt på våren och styrs av ljusintensitet eller förändringar i dagslängden.

Infrysning av bottendjur i sediment närmast slangar kan leda till att viss organismer inte överlever. Fältstudier i Vindelälven och i norrländska sjöar visar dock

att överlevnaden är hög hos många arter av fjädermyggor och glattmaskar.

Det har observerats, både i fält och på laboratorium, att sediment som frysts kompakteras avsevärt. Detta kan innebära att sedimenten blir mindre attraktiva för vissa djurarter p g a att de blir svårare att gräva gångar i eller får ändrad näringsstatus.

De nämnda temperatureffekterna på bottenfaunan kan leda till ändrad artsammansättning i bottendjursamhället, och till lägre individantal vid sedimentytan. Detta kan ge följdeffekter på omsättningen av organiskt material vid sedimentytan, på näringsämnesutbytet mellan sediment och bottenvatten, samt inverka på högre trofinivåer, t ex på fisk som lever av bottendjur. Det är dock rimligt att anta att effekterna blir av liten eller måttlig omfattning, eftersom de påverkade bottnarna kan rekoloniseras av organismer som utvecklats på de omgivande, opåverkade sedimentytorna.

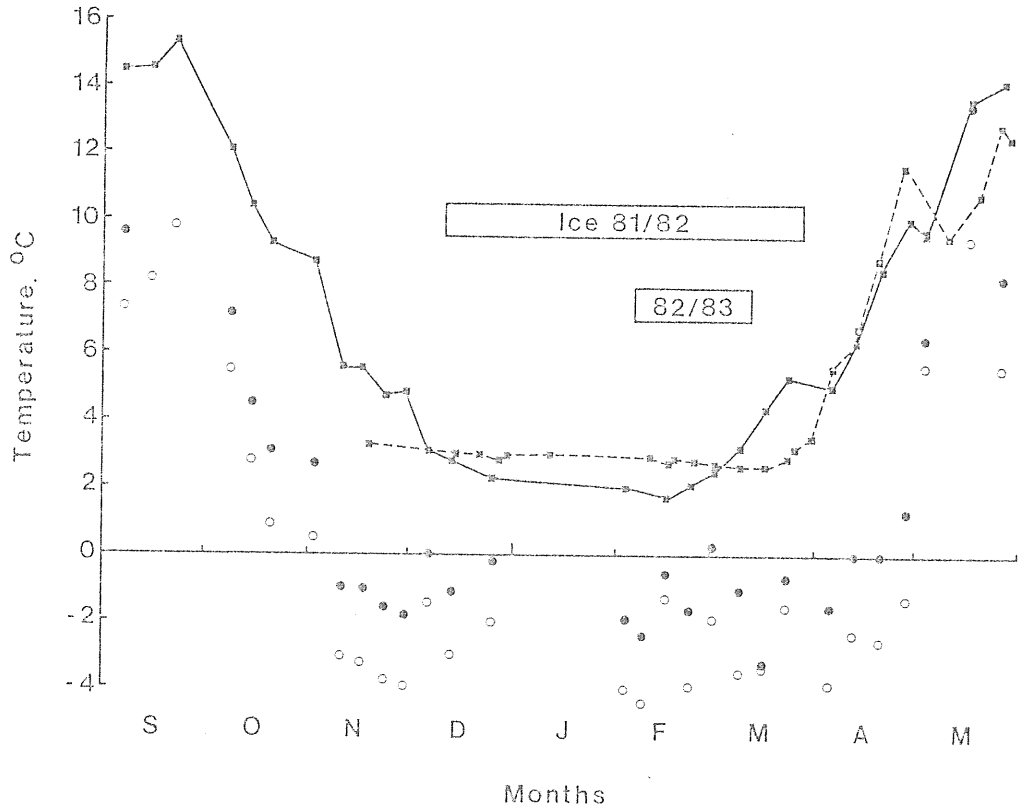
5 RESULTAT OCH DISKUSSION

5.1 Temperatureffekter i bottenvatten och sediment

Temperaturen i vatten och sediment mäts varje vecka med hjälp av stationära PTAT-(Proportional To Ambient Temperature)-temperaturgivare. Under vintern 1982/83 var temperaturen i sjöns bottenvatten, 0,5 m över slangarna, ca 1 ^{o}C lägre än under föregående vinter (Fig. 2). Skillnaden orsakades dels av att isläggningsperioden under 1982/83 var mycket kort, vilket medförde en avkylning av hela vattenmassan, dels av att värmepumpen under 1981/82 inte utnyttjades lika intensivt som under den senaste vintern. Således uttogs endast under perioden 15 febr-15 mars 1982 så mycket energi att sedimentets temperatur sjönk under 0 ^{o}C. Samtidigt avtog vattentemperaturen mycket långsamt med maximalt 0,5 ^{o}C.

Under vintern 1982/83 var temperaturgivaren vid den i sedimentet nedsänkta slangen ur funktion, varför temperaturutvecklingen i sedimentet måste tolkas utifrån mätningar av brine-temperaturer (Fig. 2). Dessa mät-

ningar skedde slumpmässigt och hänsyn togs inte till om värmepumpen var i drift eller ej. Eftersom det vid start av värmepumpen tar ca 1 tim innan brine-temperaturen stabiliseras, kan endast de lägsta uppmätta temperaturerna anses vara representativa för kontinuerlig drift, medan enstaka högre mätvärden representerar icke-stationära tillstånd.



Figur 2. Temperatur i ut- (o) och ingående (●) brine vintern 1982/83, samt isläggningsperioder och vattentemperaturer uppmätta 0,5 m över sediment med slangar vintrarna 1981/82 (---) och 1982/83 (——) i Östra Grevie-sjön.

Temperaturen i ut- och ingående brine (till och från slangarna i sedimentet) sjönk under perioden november--april 1982/83 under noll grader, varför man kan anta att is bildats runt slangar som ligger nedsänkta 10-20 cm i sedimentet. Isskiktet har beräknats uppgått till 5-10 cm i slangarnas början och 0-4 cm i deras slut.

Slangar som ligger i direkt anslutning till sedimentytan omgavs däremot av ringa, eller ingen is. Eftersom temperaturgivaren närmast den i sedimentet nedsänkta slangen var ur funktion under vintern 1982/83 kunde emellertid inte isbildningen verifieras. Ca 20 cm under slangen registrerades dock ingen is. Inte heller skedde någon frysning i sedimentskiktet 0-3 cm, utom i undantagsfall där slangen ligger med överdelen alldeles under sedimentytan (information från Dr T. Svensson, Göteborg).

5.2 Bottenfauna-studier i Östra Grevie-sjön

Profundalfauna från områden med och utan slangar har insamlats med Ekmanhuggare vid fyra tillfällen. Den 30 juli 1982 förekom endast ett fåtal tofsmygglarver (Chaoboridae) och inga fjädermygglarver (Chironomidae; Tab. 1). Sannolikt var detta en följd av dåliga syreförhållanden och utfällning av sulfider på sedimentytan. I november och mars 1982/83 hade antalet tofsmygglarver ökat till 1000 och 500 ind./m^2 på referensytan, medan endast en tredjedel av dessa antal fanns på slangytan. I mars var syreförhållandena mycket goda, p g a kort isläggningsperiod och hög planktonproduktion under isen, och antalet fjädermygglarver uppgick till 1000 och 800 ind./m^2 på referens- och slangytorna. Dominerande släkten var Chironomus (av plumosus-typ) och Procladius. Detta är mycket låga abundanstal för fjädermygglarver i näringsrika sjöar. Troligen är de orsakade av ogynnsamma sedimentförhållanden (mycket torv och grovdetritus) i kombination med intensiv fiskpredation. Inga statistiskt signifikanta skillnader kunde påvisas beträffande antalet ind./m^2 på de två ytorna (Mann-Whitney U-test, $p>0.05$).

I maj och juni 1983 insamlades utkläckta vuxna fjädermyggor dagligen med kläckningstrattar, vilka placerats under vattnet, 1,0-1,5 m över sedimentytan. Åtta trattar vardera var placerade omedelbart över slangar, över sementytor mellan slangar, och över ett referensområde. Totalt insamlades 313 individ, vilket motsvarade 258, 214 och 240 ind./m^2 för slangytan, "mellanytan" och re-

Tabell 1. Profundalfauna i Östra Grevie-sjön 1982/83. Medelvärden av 5 (8 den 11 juli 1983) Ekmanhugg från varje område och tillfälle.

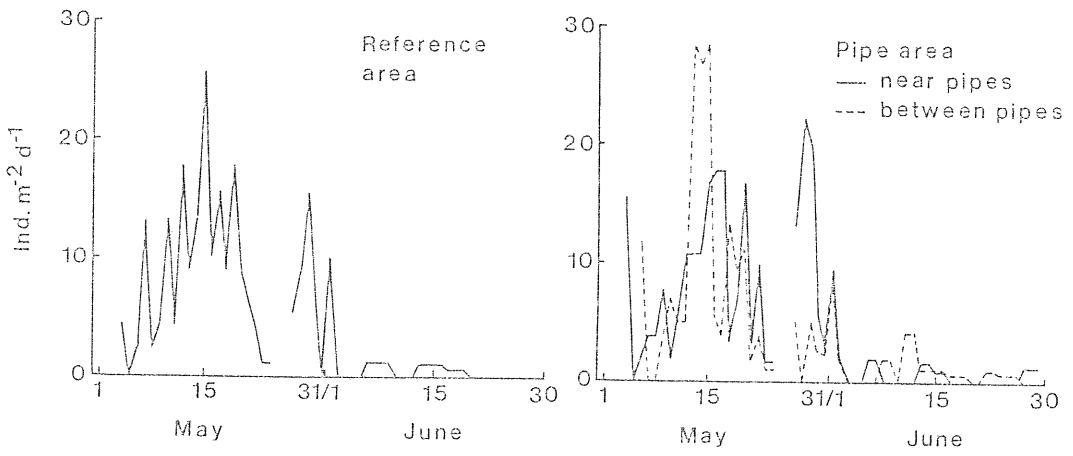
	30 juli		11 nov		23 mars		11 juli		
	Ref	Sl	Ref	Sl	Ref	Sl	Ref	MSl	ÖSl
Oligochaeta	0	0	0	12	12	12	140	11	17
Ceratopogonidae	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Chaoboridae	19	0	980	360	480	110	67	61	78
Chironomidae									
Procladius sp.	0	0	110	110	480	260	0	11	0
Tanypodinae sp.	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Chironomus sp. 1	0	0	57	230	500	480	11	6	0
Chironomus sp. 2	0	0	19	0	0	29	0	0	0
Glyptotendipes sp.	0	0	12	0	0	0	0	0	0
Polypedilum sp.	0	0	0	0	19	0	0	0	0
Zavrelia sp.	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Tanytarsini sp.	0	0	0	0	0	0	6	0	0

Chironomus sp. 1: cfr. C. plumosus L.
Chironomus sp. 2: cfr. C. anthracinus Zett.
Chironomider bestämda av L.E. Eriksson, Uppsala.
Ref = referensyta, Sl = slangyta, MSl = mellan slangar, ÖSl = över slangar.

ferensytan. Inte heller i detta fall var det någon statistiskt signifikant skillnad mellan ytorna. Bottenprov som insamlades 7 juli 1983 avslöjade att mindre än 20 ind./m^2 av fullvuxna fjädermygglarver återstod på ytorna (Tab. 1). I jämförelse med antalet fjädermygglarver på bottnarna i mars 1983 var antalet fångade vuxna fjädermyggor mycket lågt. Det är sannolikt att fiskpredationen på fullvuxna larver och puppor varit ansenlig och orsakat denna nedgång, medan förluster vid hanteringen av undervattensfällorna varit av underordnad betydelse.

Fjädermyggornas puppkläckning uppvisade likartade mönster för de tre områdena (Fig. 3), och det förefaller som om sedimentvärmeuttagen under vintern 1982/83 inte resulterat i några negativa effekter. Det kan dock finnas skillnader i puppkläckning hos olika arter, likaväl

som skillnader i individstorlek och fekunditet. Hittills är artsammansättningen endast bestämd för 15, 19 och 28 maj. Gemensamma arter för de tre områdena var en Chironomus av plumosus-typ och Tanypus punctipennis Meig. På slangområdet förekom en obestämd Chironomus-art (sp. 2) samt Parachironomus arctuatus Goetgh., medan Chironomus sp. 2, Chironomini sp. och Pentapedilum sordens van der Wulp infångades över referensytan (artbestämningar gjorda av Dr L. Säwedal, Lund). Av dessa arter har T. punctipennis karaktäriserats som en i Sverige sydlig art, medan P. arctuatus och P. sordens förekommer både i Sydsverige och i Lappland. P g a det begränsade materialet är det dock för tidigt att dra några slutsatser om artsammansättningen på bottnarna.



Figur 3. Fjädermyggornas puppkläckning över olika sedimentytor i Östra Grevie-sjön våren 1983.

6 SLUTSATSER

På grundval av det fortfarande mycket begränsade datamaterialet har inga negativa effekter av sedimentvärmeuttagen i Östra Grevie-sjön kunnat påveisas på bottenfaunans utveckling. Detta kan bero på att den nya tekniken endast orsakar små effekter som ligger inom bottendjurens naturliga variationsbredd. I vilken utsträckning den extremt milda vintern 1982/83 inverkade på bottendjurens tillväxt, födotillgång och överlevnad kan endast bedömas efter att flera vintrars material har analyse-

rats. Det förefaller dock troligt att, om de ytor som kommer att utnyttjas för utläggning av slangar blir små i relation till sjöns hela sedimentyta, den totala effekten på bottenfaunan blir negligerbar, och inte på något avgörande sätt kan påverka sedimentmetabolism eller predatorers tillväxt. För att göra slutsatserna mer generaliserbara till olika sjötyper kommer studierna att under våren 1984 kompletteras med provtagningar i ytterligare 6-8 sedimentvärmesjöar.

2.3 Effekter av sedimentvärmeuttag på sediment och fisk

Olof Lessmark, Limnologiska institutionen,
Lunds universitet

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

1 Sediment

1.1. Problembeskrivning

Värmeuttag ur sjösediment kommer att resultera i nedkylning och partiell frysning av dessa. Detta kommer att förändra mineralisering och omsättning av närsalter vilket kan medföra konsekvenser för vattenkvaliten och vattnets värde ur nyttjandesynpunkt, såsom för vattentäkt, fiske, bad och övrig rekreation.

Av närsalter är fosfor det mest intressanta ur eutrofieringssynpunkt. Fosfor föreligger i sjösediment som organiskt fosfor och i form av svårlösliga mineraler där fosforn är bunden till Fe, Al eller Ca. Utbytet av fosfor mellan sediment och vattenmassan sker via sedimentets porvatten varmed menas det vatten som finns utanför sedimentpartiklar och utfyller hålrummet mellan dessa. Fosfor i porvatten föreligger i löst och i kolloidal form och koncentrationen är ca 5-20 gånger högre än i ovanliggande vatten. De viktigaste faktorerna som styr utbytet av fosfor mellan sediment och vatten är bioturbation, pH-värde, syrgasförhållanden och redoxpotential i sedimenten. Bioturbation av sedimentlevande djur ökar fosforutflödet från sedimenten. Med ökande pH , främst inom intervallet 7,5 och uppåt, sker en kraftig frigörning av fosfor från sedimenten liksom vid anaeroba förhållanden.

Fosforhalterna är i vattenmassan av storleksordningen 0,005-1 ppm och i sedimenten 500-5000 ppm, således en skillnad i storleksordningen 10^3- 10^6. Förändringar i sediment vid energiuttag som orsakar ökat fosforutflöde till vattnet medför risk för eutrofiering.

Sedimentvärmeuttag kommer att påverka sedimenten dels genom kyleffekten och dels genom fryseffekten vilka kommer att ha principiellt olika verkningar.

1.2. Nedkylning

1.2.1. Mineralisering

Nedkylning kommer att medföra att nedbrytning och mineralisering av organiskt material går långsammare. Inom intervallet 0-4 ^{o}C går denna process så långsamt jämfört med vid 15-20 ^{o}C att en sänkning av temperaturen från 4 till

0 °C under vintern inte kan bedömas få någon större effekt på den totala nedbrytningen och mineraliseringen under hela året. En tidsförskjutning under året av mineraliseringsprocesserna kan förväntas.

1.2.2. Närsaltutbyte sediment-vatten

Vid hög temperatur är den biologiska förbrukningen av syre i sediment ofta större än tillförseln av syre som sker via diffusion och syrgasbrist uppstår ofta. Sänkt temperatur medför minskad biologisk syrekonsumtion i sedimenten medan tillförsel av syre genom diffusion inte är så temperaturberoende som de biologiska processerna, och i stort sett är oförändrad. Konsumtion kompenseras därför lättare av tillförseln vid låg än hög temperatur. Detta medför minskad sannolikhet för att anaeroba zoner uppstår i sedimenten och därmed minskat utflöde av fosfor från sediment till vatten. Nedkylning av sediment kan därför förväntas ha en oligotrofierande verkan på sjöar.

1.3. Frysning

Effekter av frysning är svårare att förutsäga än de som uppstår vid nedkylning då litteraturuppgifter saknas inom detta område.

Man kan förutsätta att det kommer att ske en utfrysning av salter från porvatten till överliggande vatten. Laboratorieförsök pågår för att fastställa omfattningen av denna process.

Pilotförsök har visat att frysning och därpå följande tining av sediment från Östra Greviesjön i södra Skåne medför en ungefär fördubbling av sedimentens syretäring och en volymminskning med 21-37 %. Den ökade syretäringen kan bedömas öka risken för att anaeroba förhållanden uppstår och därmed ökat fosforutflöde från sedimenten. Vid tining sker vidare en uppvirvling och omlagring av sedimenten. Den ökade syretäringen kan vara ett resultat av ökad biologisk aktivitet och/eller kemisk oxidering av reducerade organiska och oorganiska föreningar som friläggs vid omlagring. Vid en ökad oxidering av sedimenten kan en pH-sänkning förväntas genom att t ex sulfider oxideras till

svavelsyra. En pH-sänkning kommer delvis att motverka risken för ökat fosforutflöde från sedimenten p g a att anaeroba förhållanden uppstår,då fosforns löslighet minskar med sjunkande pH.

En utslagning av bottenfauna kommer att medföra minskad bioturbation, mineralisering och fosforutflöde från sediment. Om utslagning av bottenfaunan sker vid frysning är dock osäkert liksom hur snabbt återkolonisering i så fall sker. Därför är betydelsen av effekter på bottenfaunan osäker.

1.4. Pågående och planerad forskning

Laborativa försök pågår för att fastställa:

a. Utflödet av salter från sediment till vatten vid frysning.
b. Frysning med följande upptinings effekter på närsaltutflöde från sediment, syretäring, omlagring och volymförändring, partikelstruktur, pH-förhållanden och redoxpotential i sediment.

Dessa försök sker under både aeroba och anaeroba förhållanden. Försök planeras vidare för att fastställa i vilken utsträckning biologiska och kemiska processer bidrar till ökad syretäring.

Försöken görs med sediment från fem olika sjöar, vilka är representativa för de flesta typer av svenska sjöar:(a) En oligotrof klarvattenssjö med alggyttja. (b) En oligotrof humös sjö med humussediment. (c) En eutrof sjö med järnrika sediment. (d) En eutrof sjö med kalkrika sediment av huvudsakligen organisk sammansättning. (e) En eutrof sjö med kalkrika sediment och hög halt av oorganiskt material.

1.5. Sammanfattning och praktisk tillämpning

En nedkylning av sediment kan förväntas ha en oligotrofierande verkan och frysning en eutrofierande verkan. Den totala effekten av sedimentvärmeuttag på sjöars trofinivå kommer att bero på sjötyp, hur stort effektuttaget blir samt hur stora ytor som berörs.

Med uppgifter från pågående laborativa försök om fosforutflöde och litteraturuppgifter om närsaltutflödets tempera-

turberoende bör det vara möjligt att beräkna förändrad intern närsalttillförsel till vattnet vid olika stort energiuttag. Dessa data kan sedan sättas i relation till Vollenweiders teorier, vilka sätter gränser för vilken närsaltbelastning som är tolererbar ur miljösynpunkt i olika typer av sjöar, beroende på trofinivå, djupförhållanden och omsättningstid.

2 Fisk

2.1. Problembeskrivning

Sedimentvärmeuttag kan medföra en sänkning av vattentemperaturen under isläggningsperioden och eventuellt under höst och vår. Fiskars födointag, tillväxt, aktivitet, geografiska och lokala utbredning samt reproduktion är starkt temperaturberoende. En litteraturgenomgång och utvärdering har gjorts om tänkbara effekter på fisk vid en temperatursänkning.

2.2. Födointag och tillväxt

Födointag och tillväxt för varmvattensadapterade arter som abborre, mört och braxen är mycket låg inom intervallet 0-8 ^{o}C jämfört med vid högre temperaturer. En ytterligare temperatursänkning inom detta intervall vid värmeuttag spelar därför inte någon större roll för den årliga tillväxten hos dessa arter. För mera kallvattenadapterade arter som öring, sik, siklöja, röding och lake kommer påverkan att bli större. För alla arter kan en temperatursänkning från 4 till 0 ^{o}C under isläggningsperioden förmodas minska aktiviteten och födointaget. Även om detta ur fiskens synpunkt har liten betydelse kan det dock påverka utbytet av fiske under vintern negativt.

För flera fiskarter råder en positiv korrelation mellan årlig tillväxt och medeltemperatur. Nedkylning under höst och vår kommer att medföra att den huvudsakliga tillväxtperioden förkortas.

2.3. Stimbildning

När temperaturen sjunker till ca. 8 ^{o}C på hösten sker en markant minskning i flera karpfiskars födointag. I samband

med detta sker en ansamling av bl a mört, braxen, björkna och karp till stora stim. Denna stimbildning kan förmodas tidigareläggas vid en artificiell temperatursänkning.

2.4. Reproduktion

För lek och äggutveckling är temperaturen av stor betydelse. Den för tillväxt optimala temperaturen och lektemperaturen är starkt relaterade till varandra. En temperatursänkning kommer därför att medföra att höst- och vinterlekande fiskar som sik, siklöja, öring, röding och lake leker tidigare medan vårlekande arter som abborre, mört och braxen leker senare.

Toleransområden för lyckosam lek och äggutveckling är snävare än för äldre fiskar. För lake har visats att överlevnad av embryo är mycket högre vid 4 än 0 och 8 ^{o}C. Abborrägg överlever bäst vid 8-11 ^{o}C. Tiden från det rom läggs till den kläcks är starkt temperaturberoende. För höstlekande arter kan därför rommens kläckning fördröjas och dess överlevnad minska vid temperatursänkning under vintern.

2.5. Geografisk utbredning

Sommartemperaturen har stor betydelse för om vissa fiskarter ska kunna bilda bestånd i ett vatten. Vintertemperaturen tycks däremot sakna eller ha liten betydelse. För arter som befinner sig på gränsen av sitt utbredningsområde, som t ex groplöjan i Skåne och abborre och mört i vatten i kanten av fjällkedjan, kan dock en marginell tidigare nedkylning på hösten och en senare uppvärmning på våren få betydelse.

2.6. Lokal utbredning

Fiskar har god förmåga att uppfatta temperaturer och kan registrera temperaturskillnader på hundradels grader. Detta ger dem god förmåga att söka sig till områden där temperaturen är mest gynnsam för dem. Detta resulterar i en segregering av olika arter till olika delar av en sjö beroende på deras temperaturadaptering. Fiskar har således god förmåga att söka sig bort från områden med olämplig

temperatur. Förändringar i fiskens val av uppehållsplatser kan därför förmodas ske vid en temperatursänkning genom energiuttag.

2.7. Överlevnad vid låg temperatur

Med ål har gjorts försök att bestämma den nedre letala temperaturen. Fiskarna försattes i ett dvalliknande tillstånd vid 1-3 °C beroende på tidigare acklimatiseringstemperatur. Ålarna dog inte utan hämtade sig snabbt när temperaturen höjdes.

Ruda har visats överleva nedkylning till minusgrader, men bara om kroppsvätskorna förblir ofrusna. Vid nedkylning förblir kroppsvätskorna ofta ofrusna och får en temperatur på -0,2 till -0,3 °C. Ytterligare nedkylning leder till isbildning och död. Innan dess inträffar vanligen "supercooling" och kroppstemperaturen sjunker under en kort tid ner till -4,8 °C efter vilken isbildning sker varvid kroppstemperaturen höjs.

Laxfiskar dör när temperaturen sjunker till -1 °C vilket är ett problem vid odling av fisk i salt och bräckt vatten där underkylning ofta inträffar.

Laboratorieförsök har visat att både vuxen och juvenil abborre klarar sig bra vid temperaturer i närheten av fryspunkten.

Överlevnaden av en nordamerikansk fiskart, "smallmouth bass", studerades vid övervintring vid 2, 4 och 6 °C. Övervintringstemperaturen visade sig inte ha någon inverkan på dödligheten.

En sänkning av vattentemperaturen under vintern ned till 0 °C kan därför bedömas att inte ha någon direkt letal effekt på de fiskarter som förekommer i Sverige.

2.8. Sammanfattning

Ett energiuttag och en temperatursänkning inom intervallet 0-4 °C under isläggningsperioden kan bedömas få relativt små effekter på fisken. Utbytet av vinterfiske kan dock förväntas minska. Om sedimentvärmeuttag får effekter på vattenkvalitet kan emellertid långtgående effekter förvän-

tas på fiskbestånden.

Ytterligare forskning sker eller planeras inte om temperatureffekter på fisk.

2.4 Effekter på makrofyter (vattenväxter) vid värmeuttag ur sjösediment

Sven Jensén, växtekologiska institutionen,
Lunds universitet

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

1 INLEDNING

Under 1970- och 1980-talen har ett stort antal system för värmeuttag ur sjösediment installerats i Sverige. I de flesta fall har dessa varit av mycket liten kapacitet, t ex för enskilda hushåll. Inga av dessa installationer har genomgått några konsekvensundersökningar med avseende på djurs och växters reaktioner på dessa ingrepp. Detta problem är av internationell karaktär, vilket framgår av litteraturen, där inga konsekvensundersökningar av värmeuttag ur sjösediment redovisas.
Motsvarande värmeuttag har gjorts i terrester miljö. Biologiska konsekvenser redovisas av Troedsson m fl (1982). De fick följande resultat:

a) Inga förändringar i växtnäring-tillgängliga ämnen
b) Inga negativa förändringar i markens fysikaliska egenskaper
c) Den mikrobiologiska aktiviteten avtar
d) Inga stora effekter på markens hydrologiska förhållanden
e) Trädgårdsväxter visar varierande negetativa effekter beroende på värmeuttagets styrka och växternas härdighet

Man kan således konstatera att trots att inga mätbara förändringar registrerats med avseende på kemisk-fysikaliska förhållanden så reagerar växterna negativt. Detta torde vara tankeväckande för utvärderingarna inom vårt projekt.

1.1 Förväntade förändringar

De förväntade biologiska effekterna av energiuttag ur sjösediment har inte nämnvärt förändrats sedan projektet planerades 1981/82. Man kansåledes förvänta sig att de utlagda slangsystemen leder till kemisk-fysikaliska och mekaniska påfrestningar, vilka kommer att få effekter på såväl djur som växter. Det är emellertid mycket troligt att dessa effekter kommer att visa sig först efter en tid. Biologiska system har nämligen en viss tröghet i sina reaktioner. Detta är under naturliga förhållanden nödvändigt för olika organismer måste ju där kunna uthärda säsongvariationer och mellanårsvariationer. Men när förändringar tenderar att bestå resulterar det i regel i förändringar (successioner) i växt- och djurarters inbördes relationer och dominansrelationer. Ofta leder en förändring i förekomst hos en enda

art till att flera andra av denna art beroende arter kommer att förändras. Det är således inte nödvändigt att alla arter reagerar på omvärldsförändringarna. Vad skulle t ex hända i vår undersökningssjö om all undervattensvegetation försvann? Vi vet att den är av stor betydelse som skydd och föda för bottenfauna och fisk. Det skulle med stor sannolikhet leda till allvarliga förändringar hos faunan.
De troligaste förändringarna i den kemisk-fysikaliska miljön är reducerade temperaturregimer, minskad nedbrytning, ökad trofigrad, ändrade cirkulationsförhållanden samt ljusförhållanden. I vissa fall kommer förändringarna endast att bestå i tidsmässiga förskjutningar, vilka emellertid kan få stor betydelse för djurs och växters överlevnadsmöjligheter. Detta gäller främst arter bundna till att uppträda under en viss årstid.
Förändringarna i den kemisk-fysikaliska miljön kommer med stor sannolikhet att få några på sikt noterbara effekter på växtarterna, såsom förkortade vegetationsperioder, ändrade konkurrensförhållanden samt försvårade groningsförhållanden. Vad detta i praktiken kommer att betyda för den totala vegetations- och faunabilden i sjön kan man endast belysa genom noggranna fält- och laboratoriestudier. Det kommer också att bli mycket viktigt att dessa studier utföres i ett stort antal sjöar, för att därigenom kunna ge generellt gällande effekter av dylika ingrepp.

2 UNDERSÖKNINGSOMRÅDE: Ö.GREVIE-SJÖN

Undersökningssjön ligger omedelbart WNW om Ö.Grevie folkhögskola (se fig.1). Sjön omgärdas utmed hela södra kanten av relativt öppen mark. Dock finns en lövskogsbård dominerad av al allra närmast sjön, vilken har en skuggande effekt på stranden och dess vegetation. Omgivande mark sluttar ner mot sjön och speciellt den östra delen av den södra kanten har ganska branta stränder. Utmed den västra kanten omgärdas sjön av jordbruksmark med en välutvecklad videzon närmast vattenlinjen. Jordbruksmarken ligger här mycket högre än sjön, vilket medför en kraftig erosion av jordmaterial ner i vattnet.
Längs den norra kanten finner man också jordbruksmark. Här

är stränderna mera plana. Övergången mellan jordbruksmark och strandvegetation är skarp beroende på avgränsning i form av stängsel. Längs den norra strandens östra del finner man dels tomtmark och dels fuktiga busksnår.

Sjöns vegetation karaktäriseras av för eutrofa sjöar typisk vegetation. Utmed den norra kanten finner man mäktiga Phragmites-vassar. På andra ställen i sjön är strandvegetationen mera begränsad p g a skuggiga förhållanden. Undervattensvegetationen är riklig kvantitativt sett, men utgöres bara av enda enda art, nämligen Ceratophyllum demersum. Flytbladsväxter förekommer endast i enstaka bestånd. Icke rotade växter (t ex Lemna minor) förekommer här och var i skyddade lägen.

Ö.Grevie-sjön är en i alla avseenden typisk eutrof sjö med hög kemisk status, litet maximalt vattendjup (3.1 m) och litet medeldjup (1.8 m) samt gyttjerika sediment (+vissa rester av torv sedan brytningen). Större delen av sjön är således koloniserbar för makrofyter, men för närvarande finns inga indikationer på en snabb igenväxning. Det utlagda slangsystemet är nästan helt och hållet placerat inom den areal, vilken är koloniserbar för undervattens- och flytbladsväxtarter. Den slangtäckta arealen intogs tidigare helt av Ceratophyllum demersum.

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 Kartering

3.1.1 Livsformer

De akvatiska växtarterna, makrofyterna, har indelats i livsformer, då dessa ofta har en ekologisk förklaring med avseende på habitatkrav och fysiologisk anpassning. Följande livsformer har behandlats:

Helofyter: Omfattar gräs, halvgräs och örter, vilka bildar den egentliga strandvegetationen och kan bilda vad vi normalt betecknar "vassar".

Nymphaeider: Omfattar flytbladsväxter, vilka är rotade i sjöbottnen och har sina blad flytande på vattenytan.

Elodeider: Långskottsväxter. Dessa är ofta endast fästa i sjöbottnen med svaga rotsystem. Skotten sträcker sig

mycket ofta från bottnen ända upp till ytan även på djupare vatten. Elodeiderna är obligata vattenväxter.

Lemnider: Omfattar en grupp arter som flyter på vattenytan, men som saknar fästanordningar i substratet.

3.1.2 Fältmetodik

Makrofyterna har karterats dels från båt och dels från land. Stranden har indelats i områden med utgångspunkt från vegetationens dominanter och artsammansättningar. Själva sjöytan har behandlats separat, varvid en noggrann såväl kvantitativ som kvalitativ undersökning skett med avseende på växtarterna.

3.2 Odlingsförsök

Med målsättning att studera tillväxttakten hos akvatiska arter under olika temperaturbetingelser har Ceratophyllum demersum odlats under följande temperaturförhållanden:
a) 20°C b) 5°C c) 5°C(initialt) — 20°C(senare skede)
Tillväxten mättes i form av huvudskottets längtillväxt samt sidogrenarnas utveckling.
Under samma temperaturförhållanden har frögroning studerats. Fröer av arterna Acorus calamus, Phragmites communis, Rumex hydrolapathum, Sium latifolium och Sparganium erectum hämtades från undersökningssjön vid Ö. Grevie. Efter det att fröerna utsatts för en köldperiod (vernalisation vid 2°C), såddes de i krukor på sandblandat torvsubstrat. Därefter har frögroning (pågår fortfarande) och de uppväxande plantornas utveckling studerats.

3.3 Konkurrensförsök

Lemna minor förekommer naturligt i skydd av strandväxter i sjöpartier med viss vattenomrörning, under det att Spirodela polyrrhiza förekommer på helt lugna och skyddade vattenytor. Spirodela polyrrhiza fanns utmed stranden (H-I, se fig.1) 1982 (även 1981). Året därpå (1983) hade arten försvunnit. Utmed den aktuella stranden skedde en viss uppröjning och strandkorrigering 1982, vilken tillsammans med utläggningen av slangarna ledde till att det tidigare skyddade läget blev mera exponerat med en vattenomrörning som följd. En möjlighet skulle kunna vara att Spirodela konkurrerades ut av Lemna minor. Den senare arten finns där idag.

Som en del i projektet utförde därför Jan-Åke Nilsson under min handledning ett konkurrensförsök mellan Lemna minor och Spirodela polyrrhiza. De båda arterna odlades i akvarier dels tillsammans och dels arterna var för sig. I en provserie skedde en omrörning av vattnet under det att ingen omrörning skedde i den andra provserien, varvid relationerna mellan arterna samt de enskilda arternas utveckling studerades.

4 RESULTAT

4.1 Kartering och inventering av makrofyter

Vid inventeringen av Ö.Greviesjön påträffades sammanlagt 24 olika makrofytarter (se tabell 1). Huvuddelen av dessa arter (18 arter = 75%)utgöres av helofyter (strandväxter). Ute i själva sjön befanns en enda art dominera, nämligen Ceratophyllum demersum.
Strandkarteringen ledde till en indelning av stranden i 19 avsnitt (A-S, se fig.1).

4.1.1 Helofytvegetation (strandvegetation)

Strandvegetationen utmed norra stranden karaktäriseras av mäktiga Phragmites communis-vassar. De svarar väl mot vad man normalt finner i eutrofa sjöar: 3-4 m höga med 80-100 strån/m^2. Inslaget av andra arter är också mycket karaktäristisk med arter som Epilobium hirsutum, Rumex hydrolapathum, Scirpus lacustris och Sium latifolium. Vissa sumparter, t ex Bidens tripartita och Myosotis scorpioides,utgör också viktiga inslag . Bitvis är Phragmites-vassen så tät att inga andra arter finns närvarande.
Strandvegetationen utmed de övriga stränderna varierar ganska mycket, vilket framgår av det stora antalet delområden (se fig.1). Bitvis dominerar Acorus calamus, Epilobium hirsutum, Glyceria maxima, Phragmites communis respektive Sparganium erectum. Phragmites är lägre och mindre tät än på den norra kanten. Ovan nämnda arter (Acorus etc.) tillsammans med Typha latifolia, Solanum dulcamara och Iris pseudacorus bildar åter på andra ställen viktiga inslag i strandvegetationen.På en del strandpartier finner man blandbestånd utan dominanter.

4.1.2 Nymphaeidvegetation (flytbladsvegetation)
Flytbladsväxter saknas mer eller mindre i sjön (tabell 1). Två arter, Nuphar lutea och Polygonum amphibium, förekommer med vardera ett bestånd utanför strandpartierna B resp. I.

4.1.3 Elodeidvegetation (långskottsvegetation)
Såväl elodeider som övrig undervattensvegetation karaktäriseras i undersökningssjön av en enda art, nämligen Ceratophyllum demersum. Den förekommer överallt heltäckande eller nästan heltäckande utom inom de delar av sjöbottnen, som har belagts med slangar. Detta innebär att c. 50% av sjöbottnen är täckt med denna elodeid. På grunt vatten (< 70 cm vattendjup) fyller arten ut hela vattenvolymen, under det att på djupare vatten är arten koncentrerad till nedre delen av vattenpelaren.
Ceratophyllum saknar egentliga rötter men har fästanordningar. Skottdelar rivs lätt loss, vilket bl a bidrar till en effektiv vegetativ spridning inom sjön.

4.1.4 Lemnidvegetation (icke rotad vegetation)
De icke rotade arterna utgör en karaktäristisk artgrupp i eutrofa sjöar. I sjön vid Ö.Grevie finner man tre arter (tabell 1). Dock hade en av dessa arter, Spirodela polyrrhiza, försvunnit 1983. Hydrocharis morsus-ranae och Lemna minor finns utmed de flesta strandavsnitten, men eftersom de ej är rotade i substratet, växlar deras geografiska positioner i sjön med vindförhållanden och vågrörelser. Detta gäller speciellt Lemna minor.

4.2 Odlingsförsök

Tillväxtförsöken på Ceratophyllum vid 20°C, 5°C samt 5°C (i starten, därefter överflyttning till 20°C) visar inga signifikanta skillanader. Man finner dock en tendens till högre tillväxttakt vid 20°C jämfört med förhållandena vid 5°C. Problemet med dessa försök har varit att bibehålla vitaliteten hos försöksplantorna. Vid långvariga försök blir de lätt sköra, vilket försvårar noggrannheten i mätningarna.

Groningsförsöken pågår fortfarande. Hittills har inga klara skillnader kunnat påvisas mellan frögroningen under varmare (20°C) och kallare (5°C) förhållanden. Efter det att/avslu-
groningsförsöken

tats kommer de uppväxande plantorna att följas individuellt under olika långa vegetationsperioder. Det är möjligt att man vid dessa studier kommer att finna viktiga skillnader. Försök kommer också att utföras med frögroning vid temporär frysning av sedimentytan.

4.3 Konkurrensförök

Konkurrensförsöken mellan Lemna minor och Spirodela polyrrhiza visar klara skillnader mellan serierna med respektive utan omrörning av vattnet. I kulturerna utan omrörning konkurrerade Spirodela polyrrhiza ut Lemna minor (Fig. 2A). Under enartsförhållanden klarade sig Spirodela betydligt bättre än Lemna under dessa stagnanta förhållanden.
I kulturer med omrörning av vattnet skedde det motsatta vid odling av de båda arterna tillsammans: Lemna minor konkurrerade ut Spirodela (Fig. 2B). Under enarts-förhållanden klarade sig båda arterna mycket bra under dessa förhållanden.
En artefakt i sammanhanget utgjordes av en något störande grönalgutveckling, vilken delvis kom att verka som en tredje art.

5 DISKUSSION

5.1 Vegetationens utseende

Strandvegetationen differentieras i huvudsak av följande faktorer: ljustillgång, strandförhållanden samt kulturpåverkan. Utmed större delen av den södra sjöstranden (A-N, se fig. 1) finns en albård, vars skuggande effekt leder till en bitvis mycket sporadisk vegetation. Samma förhållanden gäller utmed strandavsnitten C-E. Utmed dessa skuggade partier får vissa arter, t ex Iris pseudacorus, åtminstone en större betydelse än de kvantitativt mest betydelsefulla arterna i sjön.
En del sumparter uppträder också som inslag i strandvegetationen, t ex Bidens tripartita , Mentha aquatica och Myosotis scorpioides. Dessa arter uppträder främst längs den norra stranden (Q-R) och inom områdena B-G. Dessa stränder har viss gungflybildning (flytvassar=plauer-bildning), som leder till en terrestrisering av ytskiktet, vilket gynnar

dessa sumpväxter.

Flytbladsväxter är mycket fåtaliga i sjön. Det är troligt att den dominerande långskottsväxten Ceratophyllum demersum har någon form av giftverkan (allelopati)vilken hämmar eller t o m missgynnar dels flytbladsväxter och dels andra långskottsväxter. Man kan också tänka sig att den heltäckande Ceratophyllum-mattan förhindrar andra vattenväxter att växa upp genom att ljustillträdet är alltför begränsat. Ceratophyllum dominerar i enintill liggande sjö och även där saknas flytbladsväxter medan en annan närliggande sjö har rikligt med andra lånskottsväxter och flytbladsväxter och där saknas Ceratophyllum.
Ceratophyllum finns som nämnts inom hela den icke slang täckta sjöbottnen, under det att den saknas inom slangbelagt område. Detta tyder ganska klart på att slangsystemet inverkat negativt på Ceratophyllums utbredning. Det är dock troligare att det rör sig om mekaniska effekter än temperatureffekter. Arten är ju löst rotad i bottnen. Det skall bli intressant att se huruvida arten kommer att rekolonisera mellan slangarna, när bottenförhållandena har stabiliserats.
Endast en art har försvunnit ur sjöns flora sedan undersökningarna startade. Anledningen till att denna art, Sprodela polyrrhiza, har försvunnit skulle kunna vara att omrörningen i sjön har ökat (kanske en temporär företeelse), vilket lett till att den konkurrerats ut av Lemna minor. Detta stöds delvis av konkurrensförsöket som har beskrivits ovan. Under stagnanta förhållanden kan det lätt bli näringsbrist i vattnets ytskikt. Under sådana betingelser klarar sig Spirodela med sina 2-4 cm långa rötter bättre än Lemna minor med rötter om 1-2 cm. Vid ökad omrörning kommer ingen näringsbrist att uppstå och då kan Lemna via sina korta rötter klara näringsupptagningen och via andra anpassningar bättre hävda sig än Spirodela. Bladformen torde härvidlag spela en stor roll.

5.2 Odlingsförsök

Hittills har inte groningsförsöken och tillväxtförsöken lett till några signifikanta skillnader mellan provserier i varm resp. kall miljö. Det är dock för tidigt att med sä-

kerhet säga huruvida dessa temperaturskillnader spelar någon roll eller ej. Dock kan man förvänta sig ännu klarare skillnader mellan frön och växtindivider som utsatts för en frysperiod resp. de som haft en övervintringsperiod i frostfri miljö. Vi vet t ex att näckrosor ej tål bottenfrysning. Man kan möjligen också dra vissa paralleller med regleringsmagasinen i Norrland, där fler arter slås ut inte beroende på vattenförhållanden utan på frostverkningar under vinterperioden.Det finns stor anledning att studera dessa fenomen i detalj, ty de kan mycket väl på sikt vara aktuella i sjöar, vilka utnyttjas för energiuttag.

6 SLUTSATSER

Värmeuttag sker sedan c. 1 år ur Ö.Greviesjöns sediment via ett slangsystem som täcker 50% av sjöns botten. Följande effekter har eller kan ha erhållits på växterna:

- Undervattensvegetationen representerad av Ceratophyllum demersum har reducerats till 50% genom mekaniska och eventuellt kemisk-fysikaliska påverkningar.
- Tillväxten hos undervattensvegetationen inom den fortfarande bevuxna arealen kan ha fått en reducerad tillväxt. Sådana tendenser har erhållits vid småskaliga försök.
- En art, Spirodela polyrrhiza, har försvunnit genom direkta (ökad omrörning) eller indirekta (uppröjning, mekniskt vid slangutläggningen) påverkningar av värmeuttaget ur sedimenten.
- Gronings- resp. tillväxtförhållanden kan ha påverkats hos vissa arter i strandzonen. Indikationer på sådana effekter har erhålits vid experiment, men ytterligare försök måste göras för att säkerställa detta.

7 REFERENSER

Lid, J. 1974. Norsk og svensk flora.- Det Norske Samlaget. Oslo.

Troedsson,T, P-E.Jansson, H.Lundkvist, L.Lundin & R.Svensson. 1982. Ekologiska effekter av ytjordvärmeuttag.- Byggforskningsrådet R51:1982.

Tabell 1. Ö.Grevie-sjöns förekommande makrofyter fördelade på olika livsformer. Nomenklaturen följer Lid (1974). Svenska namn inom parentes.

Helofyter (gräs och örter):

Acorus calamus	(Kalmus)
Alisma plantago-aquatica	(Kranssvalting)
Bidens tripartita	(Brunskära)
Cardamine amara	(Bäckbräsma)
Epilobium hirsutum	(Rosen-dunört)
Glyceria maxima	(Jättegröe)
Iris pseudacorus	(Svärdslilja)
Lycopus europeaus	(Strandklo)
Mentha aquatica	(Vattenmynta)
Myosotis scorpioides	(Äkta förgätmigej)
Phragmites communis	(Vass)
Ranunculus sceleratus	(Tiggarranunkel)
Rumex hydrolapathum	(Vattenskräppa)
Scirpus lacustris	(Sjösäv,säv)
Sium latifolium	(Vattenmärke)
Solanum dulcamara	(Besksöta)
Sparganium erectum	(Stor igelknopp)
Typha latifolia	(Bredkaveldun)

Nymphaeider (flytbladsväxter)

Nuphar lutea	(Gul näckros)
Polygonum amphibium	(Vattenpilört)

Elodeider (långskottsväxter):

Cerataphyllum demersum	(Hornsärv)

Lemnider (icke rotade arter):

Hydrocharis morsus-ranae	(Dyblad)
Lemna minor	(Andmat)
Spirodela polyrrhiza	(Stor andmat)

(fanns 1982 men ej 1983)

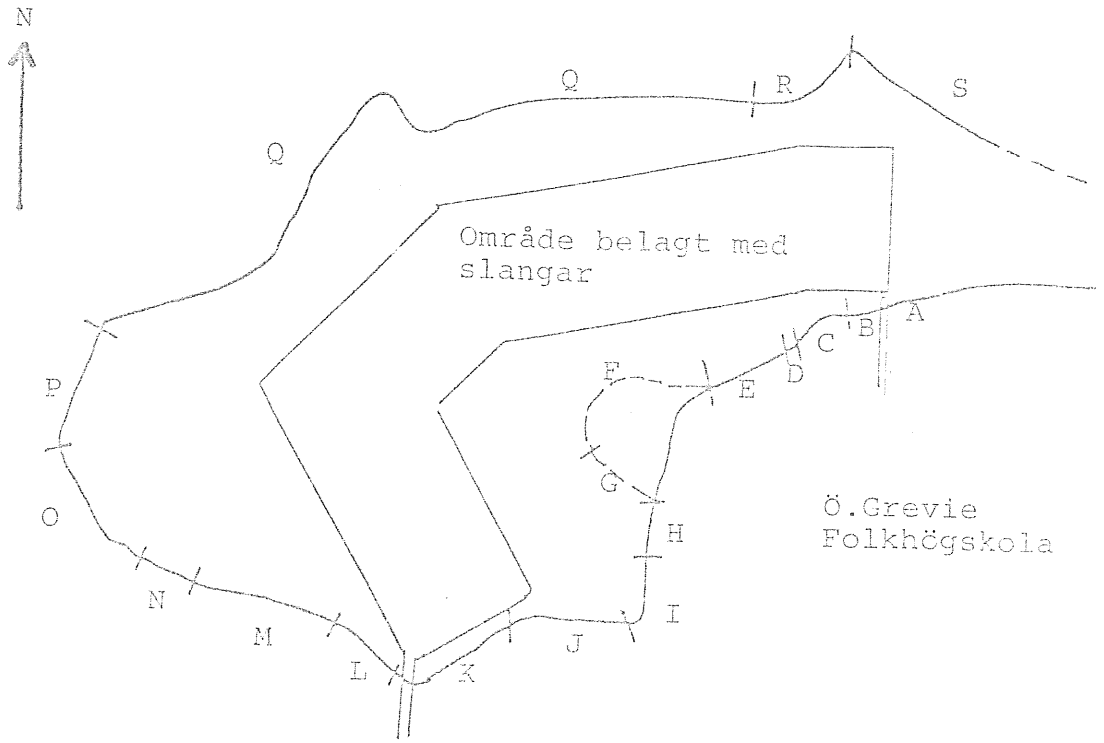


Fig.1. Indelning av strandzonen (A-S) i sjön vid Ö.Grevie. Indelningen grundar sig i första hand på dominerande makrofyter. Figuren indikerar dessutom sjöyta utan slangsystem (T) samt sjöyta belagd med slangar.Delområdena A-T karaktäriseras av följande:

A: Glyceria maxima
B: Phragmites communis med inslag av Glyceria maxima
C: Iris pseudacorus och Sparganium erectum
D: Ingen vegetation
E: Solanum dulcamara och Sparganium erectum
F: Många arter,ingen speciell dominant
G: Epilobium hirsutum och Sparganium erectum
H: Phragmites communis, Rumex och Sparganium erectum
I: Sparganium erectum
J: Sporadisk vegetation
K: Sparganium erectum
L: Sparganium erectum (lucka mellan K och L)
M: Sporadisk vegetation
N: Sparganium erectum
O: Glyceria maxima
P: Många arter,ingen speciell dominant
Q: Phragmites communis med inslag av många arter
R: Många arter,ingen speciell dominant
S: Phragmites communis
T: Vegetationen i själva sjön domineras helt av Ceratophyllum demersum. Arten saknas inom slangbelagt område.

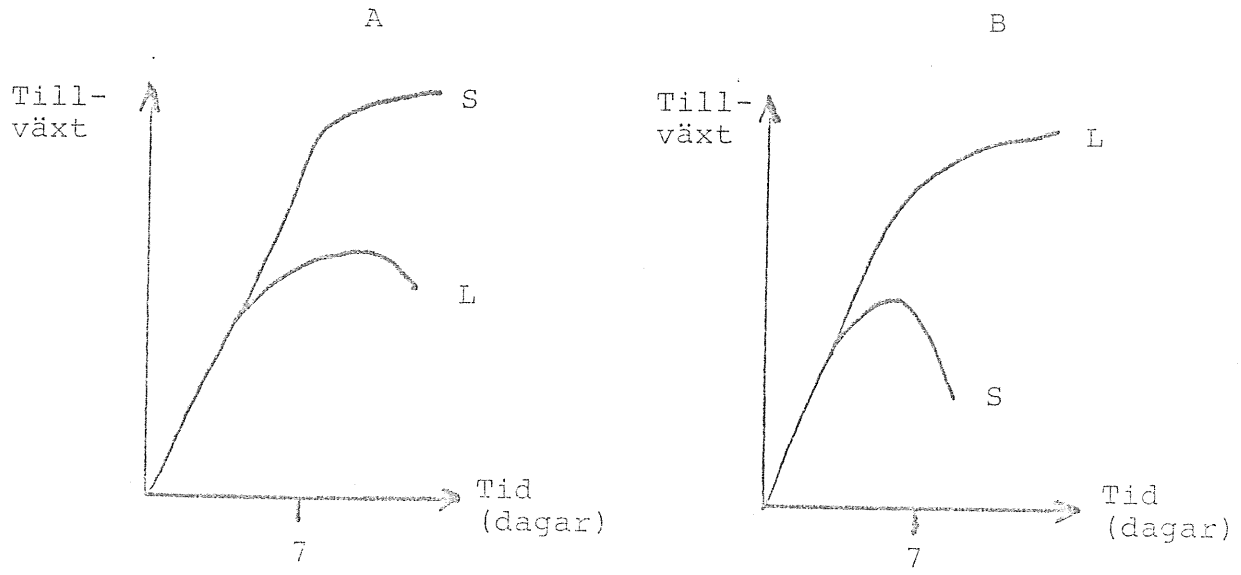


Fig. 2. Konkurrensstudier mellan Lemna minor (L) och Spirodela polyrrhiza (S) under stagnanta vattenförhållanden (A) resp. vattenomrörning (B).
Tillväxten är mätt genom räkning av antalet individer av respektive art. Försöken pågick 14-16 dagar.

2.5 Temperatureffekter på närsaltomsättningen i sjöar

Ingemar Ahlgren, Limnologiska institutionen,
Uppsala universitet

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

TEMPERATUREFFEKTER PÅ NÄRSALTOMSÄTTNINGEN I SJÖAR

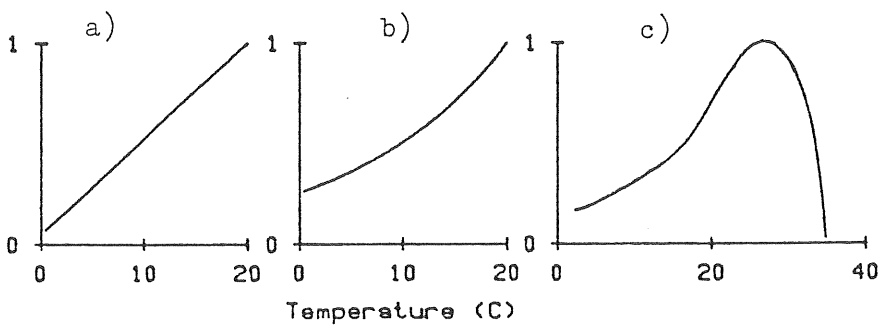
Ingemar Ahlgren
Limnologiska institutionen
Uppsala

INLEDNING

Anledningen till att vi intresserar oss för omsättningen av växtnäringsämnen i sjöar är att produktionen av olika organismer är beroende av och i hög grad styrs av tillgången på dessa, framför allt fosfor och kväve. Omvänt är närsaltomsättningen i stor utsträckning styrd av olika biologiska processer. Näringsämnen tas upp av växter i aktiv tillväxt och frigörs igen då de av olika anledningar dör. Mikroorganismerna bryter ned organiskt material och frigör näringsämnen.

Alla biologiska processer är mer eller mindre temperaturberoende. Temperaturförändringar ger förändringar i organismernas tillväxthastigheter och därigenom också i närsaltomsättningen. Kunskaperna om olika processers temperaturberoende är relativt väl kända men det finns stora luckor. Framför allt gäller detta vad som händer vid låga temperaturer.

Oftast antas temperaturberoendet hos biologiska processer vara exponentiellt inom ett område under den optimala temperaturen (figur 1 b). Denna typ av temperaturberoende är relativt väl belagd bl a för nedbrytningsprocesser i sjösediment. Graneli (1979) har t ex visat att respirationen hos sjösediment var exponentiellt beroende av temperaturen med Q-10-värden mellan 1,3 och 3,9 i intervallet 5 -20 C, d v s respirationen ökade med dessa faktorer vid en temperaturhöjning av 10 C. I andra fall har man funnit ett mer linjärt temperaturberoende vilket innebär att de relativa effekterna av temperaturändringar vid låga temperaturer blir större (figur 1 a). Vid högre temperaturer nås ett optimum varefter aktiviteten hos organismen i fråga snabbt avtar (figur 1 c).



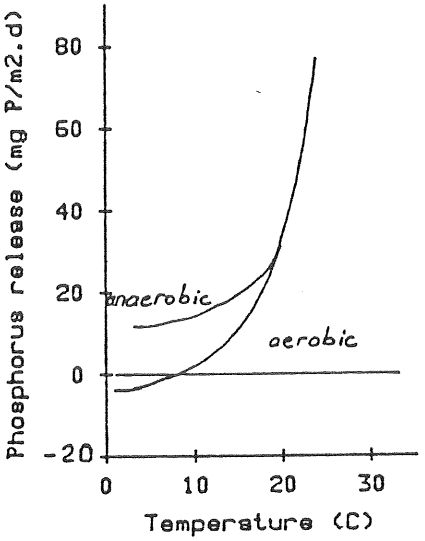
Figur 1. Olika typer av temperaturberoende hos biologiska processer. a) linjärt, b) exponentiellt, c) optimumkurva

Enskilda processer samverkar emellertid och deras temperaturberoende kan vara olika. Om hastigheten av en process begränsas av andra faktorer än temperaturen behöver en förändring i denna inte nödvändigtvis påverka hastigheten. Ett exempel på detta är växternas fotosyntes. Den består av flera steg varav ett är upptagning av ljusenergi via klorofyll. Detta steg är inte temperaturberoende men väl de följande stegen som innebär att energin utnyttjas för bindning av koldioxid till organiska molekyler. Om fotosyntesen begränsas av tillgången på ljus, vilket den ofta gör i näringsrika sjöar där ljustransmissionen är liten, behöver en temperatursänkning inte leda till minskad total algproduktion. Den kan tvärtom innebära att algbiomassan ökar eftersom de temperaturberoende elimineringsprocesserna betning och respiration minskar. Sådana erfarenheter har vunnits bl.a. vid gödslingsexperiment i subalpina sjöar i Abiskoområdet (Lundgren pers. meddel.). Det är därför svårt att enkelt beskriva effekten av förändrad temperatur på ett system.

TEMPERATUREFFEKTER PÅ SEDIMENT/VATTENUTBYTET AV NÄRSALTER

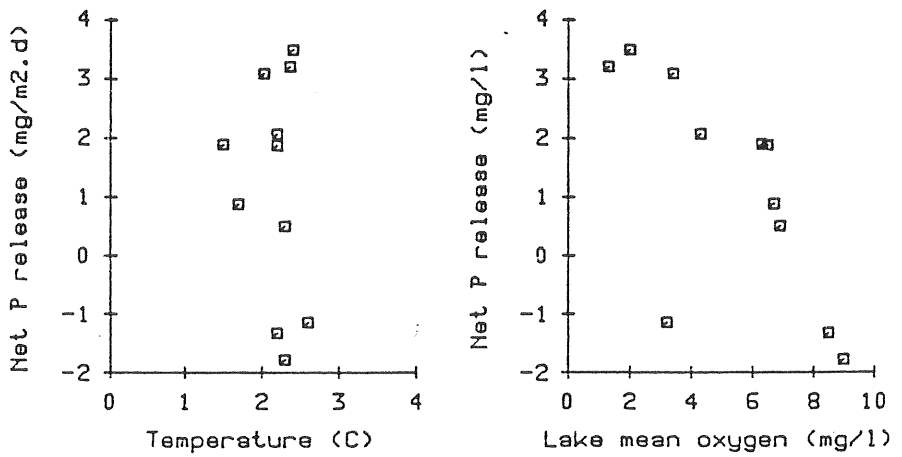
Utbytet av fosfor mellan sediment och vatten i sjöar har varit föremål för många studier och våra kunskaper om mekanismerna ökar successivt. Ändå råder fortfarande stor osäkerhet t ex om den relativa betydelsen av rent kemiska jämviktsprocesser och biologiska processer. Den klassiska förklaringen till att fosfor frigörs respektive binds till sjösediment baserar sig på Mortimers (1941/42) m fl arbeten. När syre finns tillgängligt föreligger järn i trevärd, oxiderad form, och förmår då binda fosfor. Vid syrebrist reduceras järnet till tvåvärt, mer lättlösligt, och fosforn frigörs i lösning och kan transporteras upp i vattnet. Denna beskrivning har på senare tid alltmer ifrågasatts och alternativa förklaringar har föreslagits. En stor del av fosforn och största delen av kvävet i sedimenten är bundet till organiska föreningar, både i dött material och i levande organismer (bakterier, alger, mikro- och makrozoobentos etc.). De levande organismernas aktivitet är av synnerlig stor betydelse både direkt för nedbrytningen av organiskt material och indirekt genom att de förbrukar syre och därigenom reglerar sedimentets redox-förhållanden.

Kamp-Nielsen (1975) studerade temperaturens effekt på fosforavgivningen från sediment i Esrom Sö i Danmark. Vid tillgång till löst syrgas i vattnet ovanför sedimentet adsorberades P till sedimentet vid temperaturer lägre än ca 7 C men frigjordes vid högre temperaturer (figur 2). Vid syrebrist (anaerobi) frigjordes P vid alla temperaturer. Vid temperaturer över ca 17 C var avgivningen lika stor i båda fallen. Förklaringen är att vid höga temperaturer förbrukas syret så snabbt att syrefria zoner uppstår i sedimenten även om löst syre finns i vattnet. Vid låga temperaturer sker syreförbrukningen långsamt och syret kan diffundera ned och oxidera sedimentet så att fosforbindningsförmågan ökar.



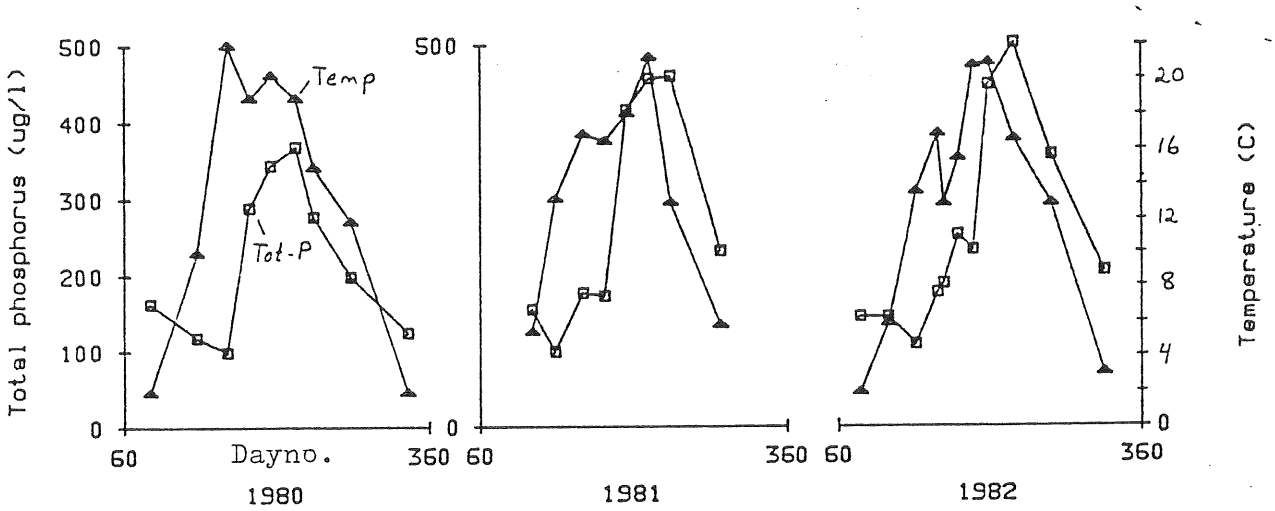
Figur 2. Temperaturberoendet av fosforavgivningen från sedimentproppar från Esrom Sø under aeroba och anaeroba förhållanden (efter Kamp-Nielsen 1975).

Jag har själv studerat närsaltomsättningen i den starkt eutrofa sjön Norrviken under mer än 10 år efter avlastningen av sjön från avloppsvattenutsläpp. Där har jag inte kunnat finna något samband mellan temperaturen och nettoavgivningen av fosfor från sedimenten under vintern (januari-mars). Däremot förelåg ett klart omvänt samband mellan syrgaskoncentration och P-avgivning (figur 3). Syrekoncentrationen under januari-mars var i sin tur i huvudsak beroende av tidpunkten för isläggningen, ju tidigare isläggning, ju lägre syrekoncentration och större P-avgivning.



Figur 3. Nettoutbytet av fosfor mellan sediment och vatten i sjön Norrviken 1970-1980 under perioden jan-mars som funktion av sjöns medeltemperatur resp. syrgashalt under samma perioder.

I Norrvikenmaterialet finns inte heller något enkelt samband mellan temperaturen och fosforavgivningen från sedimentet under sommaren. Den stora närsaltavgivning som ofta sker från sedimenten i starkt eutrofa sjöar under sommaren styrs dock troligen primärt av temperaturen. Exemplet i figur 4 är hämtat från Vallentunasjön. Vallentunasjön är grund (medeldjup 5 m), och stabil temperaturskiktning som leder till syrefritt bottenvatten uppträder inte under sommaren. Däremot är det troligt att sedimentets syreförbrukning under den varma årstiden blir så stor att syrebrist uppträder i ytsedimentet (jfr figur 2). Omfattningen av denna syrebrist är därför beroende av temperaturen. Vanligen förekommer det en tidsförskjutning mellan temperaturuppgången i vattnet och den snabba fosforökningen. Den kan delvis bero på en tidsförskjutning mellan temperaturuppgången i vattnet och i sedimentet. Mätningar av sedimenttemperaturer utförda av Vallentuna kommun tyder dock inte på att det skulle föreligga några större skillnader mellan vattentemperatur och ytsedimentets temperatur.

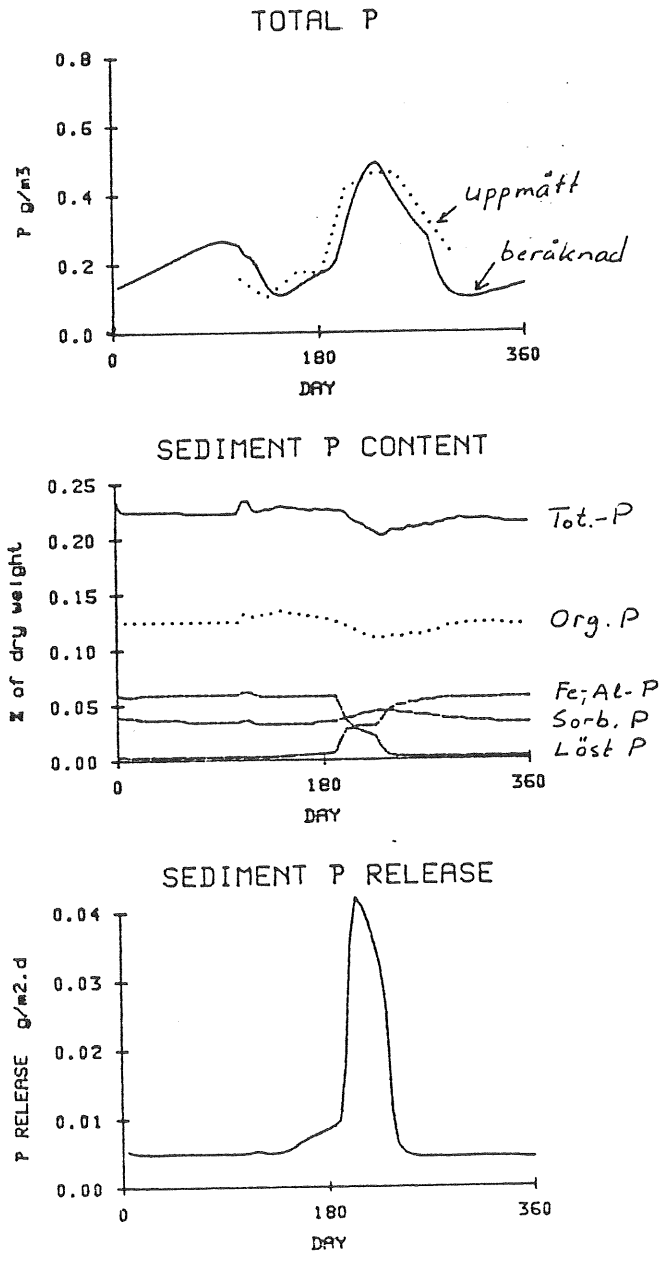


Figur 4. Totalfosforkoncentrationer och vattentemperaturer i Vallentunasjön 1980-1982.

MODELLBERÄKNINGAR

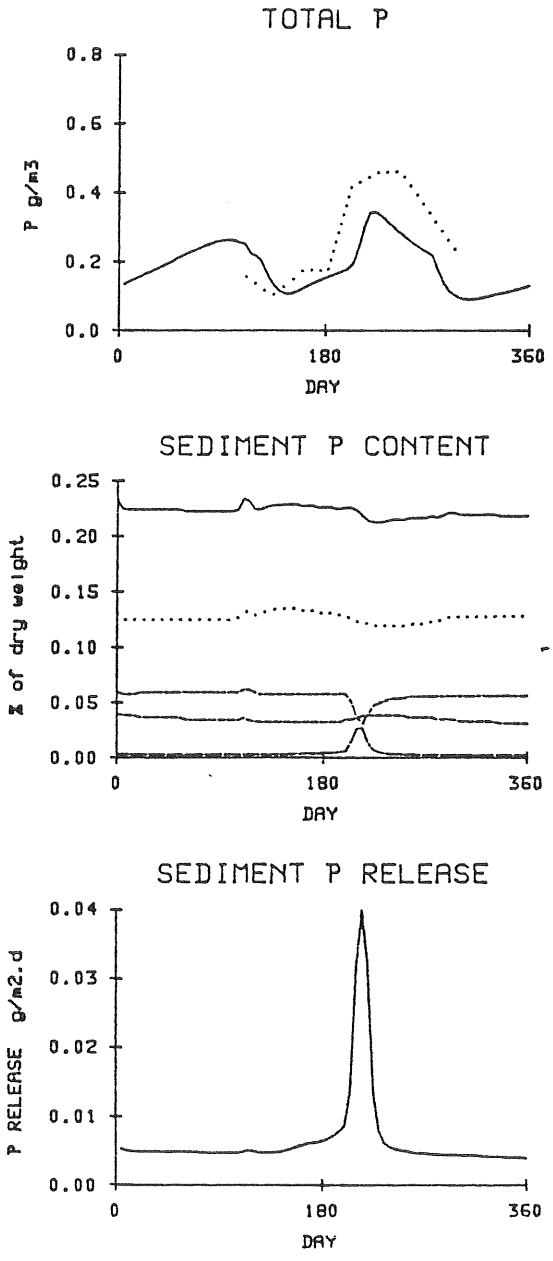
Matematiska modeller kan användas för att testa komplexa systems beteende vid olika förändringar av styrande faktorer. Jag har utvecklat en modell för att simulera fosforflödet i en sjö. Modellen beräknar innehållet av fosfor i och flödet mellan 9 olika variabler i vattenmassan och f n 5 olika variabler i sedimentet. Det är inte möjligt att här ge en fullständig beskrivning av modellen. En tidigare version har beskrivits av Ahlgren (1975) och en preliminär version av den nuvarande modellen presenterades vid ett symposium om vattenkvalitetsmodellering i Helsingfors 1981 (Ahlgren 1981). En mer fullständig beskrivning är under utarbetande.

Eftersom många av de processer som reglerar P-omsättningen i sediment är dåligt kända är modellbeskrivningen delvis rätt hypotetisk. Jag anser emellertid att modellen kan användas för att testa olika hypoteser t ex vad gäller temperaturberoendet. Modellen har i de aktuella exemplen tillämpats på Vallentunasjön. Jag har använt modellen för att testa olika tänkbara mekanismer för fosforfrigörelse från sedimentet. Det har visat sig att det går att simulera totalfosforhaltens variationer relativt väl om man antar att fosfor frigörs dels genom biologisk nedbrytning av organiskt material i sedimentet dels genom en redoxberoende frigörelse av fosfor som kan tänkas vara bunden till järn. Resultat av en sådan simulering visas i figur 5.

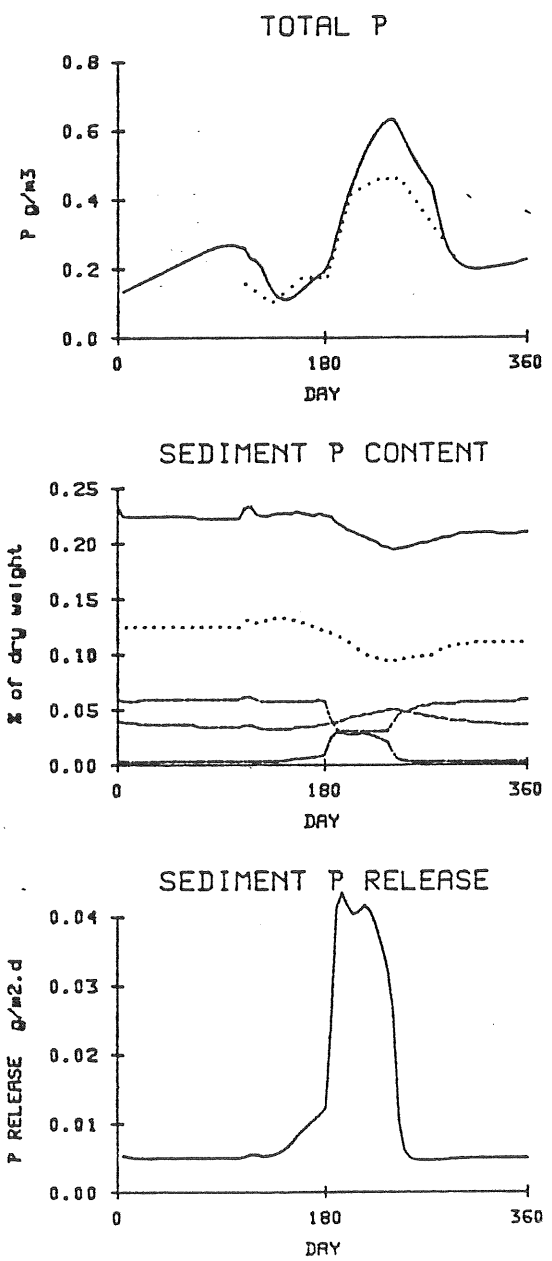


Figur 5. Simulering av totalfosforkoncentration, fosforfraktioner i sediment och fosforavgivning från sediment i Vallentunasjön med hjälp av dynamisk fosformodell.

I figur 6 visas resultat av en simulering där sedimentets temperatur sänkts med 2 grader C. Resultatet blir att sedimentet blir syrefritt under en kortare period under sommaren varför fosforavgivningen blir mindre. Om temperaturen i stället ökas med 2 grader blir resultatet ökad fosforavgivning och högre fosforkoncentration i vattnet (figur 7). Inte i något av fallen synes fosforavgivningen påverkas nämvärt under vintern. Om de antaganden som gjorts vid simuleringen är riktiga skulle således en sänkning av sedimenttemperaturen under sommaren kunna leda till minskad närsaltavgivning från sedimenten och därigenom indirekt till minskade algbiomassor i eutrofa sjöar.



Figur 6. Som figur 5 men med sedimenttemperaturen sänkt 2 °C.



Figur 7. Som figur 5 men sedimenttemperaturen höjd 2 °C.

REFERENSER

Ahlgren, I, 1975. Modell för fosforomsättning och fytoplanktonproduktion i sjön Norrviken. NORDFORSK, Miljövårdssekretariatet, Publ. 1975:1, 387-423.

Granéli, W., 1979. A comparison of carbon dioxide production and oxygen uptake in sediment cores from four south Swedish lakes.- Holarctic Ecology 2, 51-57.

Kamp-Nielsen, L., 1975. A kinetic approach to the aerobic sediment-water exchange of phosphorus in Lake Esrom.- Ecol. Modelling 1, 153-160.

Mortimer, C. H., 1941/42. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. I. - J. Ecol. 29, 280-329. II. -J. Ecol. 30, 147-201.

2.6 Temperatur- och spårämnesmätningar i Väsman

Hans Kvarnäs och J. Lemming, Vattenlaboratoriet,
Statens Naturvårdsverk

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

TEMPERATUR- OCH SPÅRÄMNESMÄTNINGAR I VÄSMAN

H. Kvarnäs
J. Lemming

BAKGRUND

Med anledning av värmepumpverket i Väsman har en serie mätningar och beräkningar utförts med syfte att dokumentera förhållandena i sjön Väsman både före och efter starten av värmepumpen. Mätningarna har omfattat i huvudsak temperaturmätningar (i vatten och sediment) och spridningsstudier med hjälp av spårämnesmetodik. Mätningarna har koncentrerats till Väsmans södra delar där både vattenintag och utsläpp sker.

Föreliggande utgör en sammanfattning av resultaten från dessa mätningar som tidigare endast redovisats i stencilform (1, 2, 3).

Mätningarna har bekostats av STAL-LAVAL, BFR och SNV.

BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGEN

Värmepumpverket tar vatten från Väsman genom trätuber med diametern 750 - 1 000 mm. Den pumpade vattenmängden är ca 1 m^3/s. Vintertid tas vatten från 30 m djup och sommartid från ytan. Sjövattnet kyls ned 1-2 ^oC vid passagen av förångarna varefter det släpps ut på 6 m djup via en 400 m lång trätub vars mynning ligger ca 700 m från Väsmans utlopp. Totalt är anläggningen på 11 MW varav 2/3 tas från Väsman resterande tredjedel är drivenergi (el).

BESKRIVNING AV SJÖN VÄSMAN

Sjön Väsman är belägen i övre delen av Kolbäcksåns avrinningsområde. Sjön tjänar som ett uppsamlingsområde för ett antal smärre relativt sjörika tillflöden varav Norrboån och Gränsån är de största. Väsman rinner ut i östlig riktning till Övre och Nedre Hillen. Väsman är reglerad med en regleringsamplitud av 1.8 m. Väsmans yta är 35 km^2. Dess volym är 390 milj m^3 och medeldjupet är 11 m.

Vattenföring

Avriningsområdets storlek är vid Väsmans utlopp 1 149 km^2 och sjöarealen utgör 7.7 %. Specifika avrinningen i området torde variera mellan 8-12 $l/s \cdot km^2$. Det uppskattade medelvärdet är 10.7 $l/s \cdot km^2$ vilket ger en medelgenomströmning av Väsman på ca 12

m^3/s. Regleringsgraden gör att vårfloden som normalt inträffar omkring 1 maj blir tämligen lång och kraftig. Därefter följer en lågvattenperiod under sommaren. Under hösten inträffar normalt ett mindre högvatten som i samband med isläggning övergår i en markerad lågvattenperiod som varar fram till snösmältningen. Vintertid torde vattenföringen normalt vara ca 3-6 m^3/s vid Väsmans inlopp och den dubbla i utloppet.

Isförhållandena i sjön Väsman är ej närmare kända dock finns statistik (4) över ett antal jämförbara sjöar i samma region. Dessa är Orsasjön, Amungen och Runn. Dessa sjöar islägges tidigast 10/11 och senast 25/1. Islossning inträffar tidigast 13/4 och senast 24/5. I genomsnitt sker isläggning den 6/12 och islossning den 4/5. Normalt kan isperiodens längd i Väsman uppskattas till ca 150 dagar men kan variera från ca 100 till ca 185 dagar.

Vintern 82/83 inleddes med isläggning i vikarna 13/12. Nästan hela Väsman var islagd i början av januari. Hårda vindar bröt upp istäcket varvid sjön åter var isfri fram till 14-16 januari då hela sjön istäcktes. Isen gick i normal tid i slutet av april. Vintern 82/83 karakteriseras alltså av sen isläggning och normal isgång.

Temperaturförhållanden

Med anledning av värmeuttaget har temperaturmätningar i Väsman utförts vintern 1980-81. Huvudsyftet med undersökningen var att dokumentera de termiska förhållandena innan det att anläggningen togs i drift.

Stationsnätet har omfattat 5 sjöstationer (figur 1) samt tilloppen vid Stensbo och Sunnansjö liksom utloppet ur Väsman.

Under islagd tid är sjön omvänt termiskt skiktad med en temperatur av 0 °C under isytan och 1.5-3.5 °C därunder. Sjöns termiska skiktning förhindrar i princip ett vertikalt utbyte av vatten mellan olika djupnivåer i det fria vattnet. I kontaktytan sediment - vatten bildas på grund av värmeledning från sedimenten ett tunt skikt med varmare vatten än omgivningen. Detta vatten kommer på grund av sin högre täthet att "sjunka" ned mot närmaste djuphåla i form av en täthetsström, vilket återspeglas i sjön på så sätt att isotermytorna lutar nedåt mot sjöns djupare partier. Isotermytornas lutning framträder tydligt i sektion A (figur 2) speciellt vid mättillfällena den 13 januari och 17 mars.

Vid tre tillfällen (3 februari, 17 mars och 10 april) gjordes även mätningar nära sjöutloppet. Vid jämförelse med mätningar i sektion A uppvisar dessa

mätningar inga större skillnader. Här är dock bottentemperaturerna höga i ett mycket tunt skikt vilket indikerar förekomsten av täthetsströmmar. Temperaturen i Väsmans utlopp visar att det vatten som strömmar ut ur Väsman kommer från ett ca 1 m tjockt skikt beläget strax under isytan.

VÄSMANS ENERGIBUDGET

De faktorer som främst påverkar en sjös värmeinnehåll vintertid är:

1. Värmeinnehållet vid isläggningsögonblicket. Detta varierar kraftigt år från år beroende framför allt på hur länge sjön hinner avkylas innan den fryser till vilket i sin tur beror på vind- och lufttemperatur. Under blåsiga relativt milda höstar med sen isläggning blir vattentemperaturen i sjön lägre än under höstar med tidig isläggning. Vid den första mätningen som genomfördes den 10 december 1980 var den volymsviktade medeltemperaturen 1.91 °C. Vid mätningar 1983 var temperaturen strax efter isläggningen i januari endast 0.7 °C.

2. Tillförsel av värme från tillrinnande vattendrag respektive bortförsel av värme via utlopp. Denna faktor är av stor betydelse för sjöar med kraftig genomströmning. Väsman har i förhållande till sin storlek en måttlig genomströmning. Avgörandet för sjöns budget är temperaturskillnaden mellan inströmmande och utströmmande vatten multiplicerad med tillförseln respektive bortförseln av vatten. Temperaturobservationer vid Stensbo, Sunnansjö och Väsmans utlopp har tillsammans med uppskattade vattenföringsvärden använts vid beräkningen av de in-och utströmmande värmemängderna. Resultaten redovisas månadsvis i tabell 1.

Tabell 1. "Energiflödet" genom Väsman relaterat till 0 °C uttryckt i MW 1980-1981.

	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr
Pajso	5	8	9	9	51
Norrboån	32	37	37	35	182
Övr tillrinning	15	13	10	15	60
Utloppet	84	85	72	68	109
Ineffekt-uteffekt	-32	-27	-16	-9	+184

Av tabellen framgår att för perioden december-mars är sjöns värmebudget negativ, d v s värmetillförseln är mindre än bortförseln under april är den positiv på grund av att tillrinnande åar värmts upp mer än Väsmans utlopp.

3. Värmeledning från sedimenten. Under sommarhalvåret tillförs sedimenten stora värmemängder speciellt de bottnar som är belägna över språngskiktet. Processen sker med diffusion och sedimenten påverkas ned till ett djup av ca 2-4 m. Vintertid sker det omvända och magasinerad värme i sedimenten diffunderar ut i vattenmassan.

I figur 3 visas hur temperaturen i sedimenten varierat under vinterhalvåret på stationerna 3 och 4 belägna på 10 respektive 20 meters djup.

I skiktet 0-100 cm sjönktemperaturen med 1.24 °C på station 3 (10 m) under tiden 10 december 1980-10 april 1981. Om vi antager att detta är ett någorlunda representativt medeltal för sjön som helhet, innebär detta att värmeavgången från sedimenten i sjöns södra del kan uppskattas till ca 4-5 MW. Totalt beräknas tillförseln av värme från sedimenten under perioden december-mars till ca 20 MW vilket motsvarar 0.6 W/m^2.

Väsmans värmeinnehåll

Temperaturobservationerna vid station 5 har använts för en uppskattning av Väsmans totala värmeinnehåll vid respektive provtagning (tabell 2). Ändringen i värmeinnehåll mellan provtagningarna är uttryckt i MW.

Tabell 2. Värmeinnehållet i Väsman relaterat till 0 °C.

Datum	T	Vst cm	Volym m^3	Energi MJ	Effekt MW
10/12-80	1.91	-10	$406.1 \cdot 10^6$	$3.24 \cdot 10^9$	
					-71
3/1-81	1.87	-60	386.8	3.04	
					+81
3/2-81	2.03	-92	374.5	3.18	
					-77
17/3-81	1.96	-146	353.6	2.90	
					+288
31/3-81	2.22	-155	350.2	3.25	
					+640
10/4-81	2.49	-115	365.1	3.81	

Av tabellen framgår hur vattentemperaturen ökar under perioden december-mars med 0.30 °C. Ur energisynpunkt är dock ökningen nära 0 och motsvaras av en uppvärmning av 0.8 MW. Detta beror på att Väsmans volym minskas genom vattenståndsreglering.

Väsmans energibudget för perioden december-mars kan således sammanfattas:

Värme från sedimenten	20 MW
Värme från tillflödena	56 MW
Uttransport	77 MW
Uppvärmning av Väsman	0 MW

Det bör påpekas att värdena är mycket grova uppskattningar. Siffrorna visar dock storleksordningen i energiflödet.

SPRIDNINGSFÖRSÖK

Fyra spridningsförsök har utförts vintertid i sjön Väsman. De två första 1981 utfördes innan anläggningen var byggd och syftade till att uppskatta vattenomsättningen i området närmast den planerade utsläppspunkten. De sista försöken utfördes 1983 då anläggningen var i full drift.

Samtliga försök har utförts med spårämnesteknik. Ett fluorescerande färgämne Rodamin B har momentant injicerats dels i utsläppspunkten (de två första försöken) och dels i värmepumpens utsläppstub.

Rodaminhalten har registrerats med en fluorimeter Turner III utrustad med genomströmningskyvett och skrivare. Vid de tre första försöken har mätningar skett från is i det berörda utsläppsområdet. Parallellt har vattenprover tagits från Väsmans utlopp för senare analys med samma fluorimeter. Vid det sista försöket mättes Rodaminhalten kontinuerligt i Väsmans utlopp.

Fluorimetern har kalibrerats mot Rodaminlösningar gjorda på vatten från sjön Väsman. Vid de två första försöken har Rodaminlösningen täthetsanpassats med hjälp av metanol så att lösningen haft samma täthet som sjöns ytvatten. Då anläggningen var i drift täthetsanpassades Rodaminet till returvattnet från värmepumpen.

Försök 1. 10-31 mars 1981 (figur 4)

Vid det första försöket injicerades 12.5 kg Rodamin i den planerade utsläppspunkten. Resultatet av försöket blev en smula oväntat. Vid den första provtagningen som gjordes 2 dygn efter injektionen kunde endast 5 % av Rodaminet återfinnas. Ej heller hade Rodamin återfunnits i Väsmans utlopp. Endast ett av 46 prover som insamlats morgon och kväll visade sig innehålla en detekterbar mängd Rodamin (0.2 ppb). Vid mätningar som utfördes 20 dygn efter injektionen kunde inget Rodamin återfinnas. Försöket indikerade att vattenutbytet mellan Åviken och Väsmans centrala dela var stort eller att merparten av Rodaminet strömmat ut via Väsmans utlopp och ej registrerats på grund av att provtagnings intervallet varit för stort (jfr nedan).

Försök 2. 9-10 april 1981 (figur 5)

Målsättningen för detta försök var att genom tidsmässigt tätare kartering få en bättre bild av spridningsförloppet.

I detta försök injicerades 1.2 kg Rodamin på samma punkt som i föregående försök. Karteringsmätningar gjordes därefter vid tre tillfällen nämligen efter 4, 6.5 och 22 timmar. Koncentrationsfördelningen i molnen framgår av figur 4. De återfunna mängderna Rodamin var 55 %, 37 % respektive 18 %.

Utifrån standardmetod (5) beräknades horisontella diffusionen och karakteristisk längdskala (tabell 3).

Tabell 3. Beräkning av den horisontella diffusionskonstanten.

Tid efter injektion	Varians	Std. dev.	Längdskala	Diffusionskonstant
t(sek)	S_r^2(cm)	S_r(cm)	l (cm)	k(cm^2/sek)
14 550	$14.6 \cdot 10^6$	$3.8 \cdot 10^3$	$11.5 \cdot 10^3$	251
22 920	$23.9 \cdot 10^6$	$4.9 \cdot 10^3$	$14.7 \cdot 10^3$	261
78 420	$72.9 \cdot 10^6$	$8.5 \cdot 10^3$	$25.6 \cdot 10^3$	232

Resultaten visar att diffusionskonstanten är av storleksordningen $10^2 cm^2/s$ vilket är en tiopotens lägre än den som beräknats i sjöars ytskikt sommartid med samma metodik för motsvarande längdskala. Den låga "återfångsten" av Rodamin vid de båda försöken medför dock att diffusionskonstanten kan ha underskattats.

Vid de två försök som gjorts har konstaterats att de injicerade spårämnet mycket snabbt försvunnit. Vid tidigare undersökningar har vintertid konstaterats en låg avklingning av Rodaminkoncentrationen. De återfunna mängderna har i allmähet legat över 50 %. Orsaken till den låga återfångsten av Rodamin vid dessa försök kan teoretiskt sett vara många:

1. Nedbrytning av Rodamin
2. Fastläggning av Rodamin i sediment eller is
3. Uttransport genom sjöns utlopp
4. Att "molnet" delat sig varvid endast en bråkdel av det återfunnits
5. Diffusionen varit så stor att lägsta detekterbara gräns uppnåtts för merparten av "molnet".

Nedbrytning eller fastläggning i sedimenten (punkterna 1 och 2) kan ej förklara den låga återfångsten

eftersom Rodamin är mycket svårnedbrytbart vintertid. Av injiceringsmetodiken framgår att molnet efter injektionen hamnat på avsedd djupnivå.

Det återstår således punkterna 3, 4 och 5. Oavsett om molnet delat sig eller via diffusion utspäds till ej detekterbar koncentration kan således konstateras att Rodamin avlägsnats ur viken och transporterats ut i eller ur Väsman.

Försök 3 (figur 6)

Avsikten med detta försök var att dokumentera den faktiska utbredningen och spridningen av det avkylda returvattnet från värmepumpen. Försöket tillgick så att Rodamin injicerades momentant i utloppstuben varefter det utströmmande vattnet karterades i mynningsområdet. Vid det aktuella tillfället var temperaturen på det utströmmande vattnet 0.3 °C och flödet genom tuben 1.2 m^3/s. Ett flöde på 1.2 m^3/s ger en medelhastighet i utloppet på 2.0 m/s (tubdiameter 900 mm).

Totalt doserades 2.2 kg Rodamin. Temperaturen i Väsman mättes ca 50 m väster om tubens mynning och var 0.2 °C under isytan, 0.7°C på 0.5 m och därefter gradvis ökande till 1.2 °C vid bottnen. Ut ur Väsman strömmade 18 m^3/s. 2 st karteringar utfördes 4 respektive 26 timmar efter injektionen.

I mätpunkterna närmast utsläppspunkten infärgades i stort set hela vattenpelaren med ökande värden mot ytan vid det första mättillfället.

Vid det andra mättillfället var återfångsten praktiskt taget noll (se figur). I Väsmans utlopp uppmättes Rodamin endast första dygnet (tabell 4).

Tabell 4. Provtagningar i Väsmans utlopp.

Datum	Tid	Rodaminhalt ppb
830322	15.50	0.0
830322	19.55	0.9
830323	08.10	0.15
830323	19.00	0.15
830324	08.00	0.0

En stor vak (se nedan) förhindrade en effektiv kartering av Rodaminets utbredning vilket föranledde en ändring av provtagningsstrategin.

Försök 4. 29 mars 1983 (figur 7)

På samma sätt som tidigare injicerades 2.2 kg Rodamin men i stället för att mäta runt utsläppspunkten registrerades Rodaminhalten kontinuerligt i Väsmans utlopp. Förhållandena i övrigt var identiska med föregående försök.

I figur 7 visas uppmätta halter som funktion av tiden i Väsmans utlopp. Fyra timmar efter injektionen nådde Rodaminet utloppet i form av en ca 15 timmar lång puls.

Totalt passerade 1.45 kg Rodamin i utloppet vilket utgjorde 65 % a totala dosen. Detta betyder att endast 35 % av kylvattnet aktivt blandas med Väsmans vatten och således kan påverka sjön. Vattenföringen var emellertid större än normalt vid dessa mätningar. I en normal situation är troligtvis Väsman något mer påverkad av vattenutsläppet.

Vakbildning i närheten av utsläppstuben (figur 8)

Längs trätuben hade 3 mindre vakar (diameter ca 15 m) och en större vak (längd 400 m bredd 75 m) bildats. De tre mindre vakarna beror på läckage i trätuben. Den stora vaken var belägen vid utsläppspunkten. På grund av den relativt höga strömningshastigheten i tuben finns en mängd luftblåsor som passerar avluftningsbassängen. Dessa fria luftblåsor vid läckageställena förstärker de konvektiva strömmarna där varmt bottenvatten ger en temperaturhöjning av ytvattnet med vakbildning som följd. Läckagen verkar på samma sätt som bubbelutrustning för att hålla hamnar isfria vitnertid.

I utloppspunkten finns samma problematik som ovan nämnts fast huvudorsaken till den stora vaken torde vara en alldeles för hög vattenhastighet i utsläppspunkten.

Istjocklek (figur 8)

I ett stor antal punkter har istjockleken mätts. En viss isförtjockning närmast vakkanten har uppmätts i övrigt är förhållandena normala. Iskanten mot vaken är klart markerad och istjockleken avtar mycket snabbt de sista 3-5 metrarna.

SAMMANFATTANDE SYNPUNKTER

Recipient påverkan

Utsläppets läge endast 700 m från Väsmans utlopp medför att i storleksordningen hälften av den avkylda vattenmängden direkt strömmar ut ur sjön. Den stora

vattenhastigheten i utloppstuben (2 m/s) och tubens riktning bidrager även till detta. Återstående mängd vatten inlagras i ytan och sprids genom diffusion och advektion ut i Väsman. Vid det sista Rodaminförsöket tog det 4 timmar innan Rodaminet nådde Väsmans utlopp vilket motsvarar en medelhastighet av ca 5 cm/s. med största sannolikhet har även Rodamin transporterats ut ur Väsman även vid tidigare spårämnesförsök. Att detta ej upptäckts beror på att provtagningsintervallen då varit för långa.

Tubens mynningsdjup (6-7 m) medför att bottenvatten initialt inblandas och stiger till ytan. Medtransporterade luftbubblor förstärker effekten genom att de är turbulensskapande. Höga vattenhastigheter och kraftig turbulens har medfört att en stor vak bildats.

REFERENSER

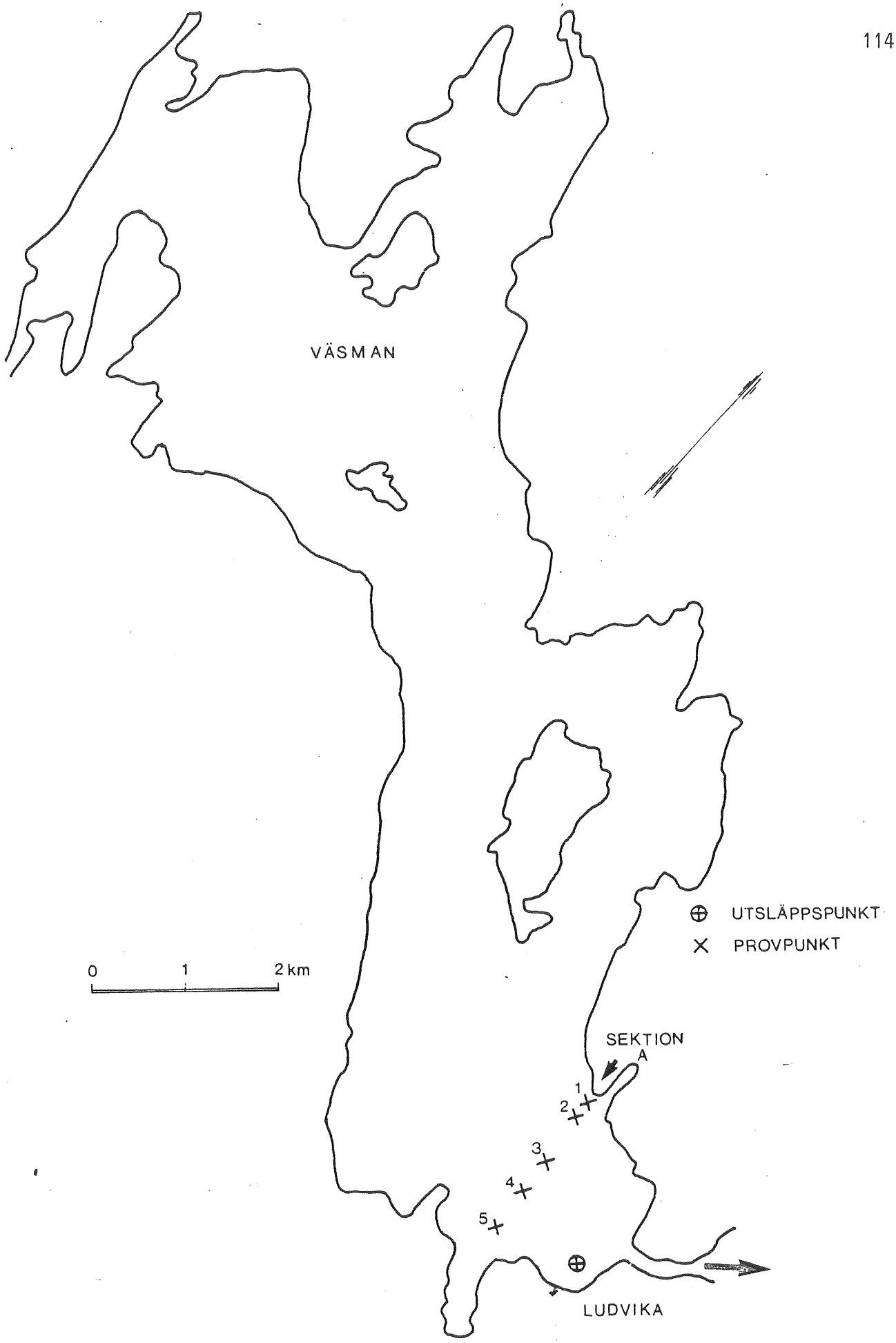
(1). Kvarnäs, H. 1980. Värmeuttag i sjöar och vattendrag.

(2). Kvarnäs, H. & Thanderz, L. 1981. Spridningsförsök i sjön Väsman mars-april 1981.

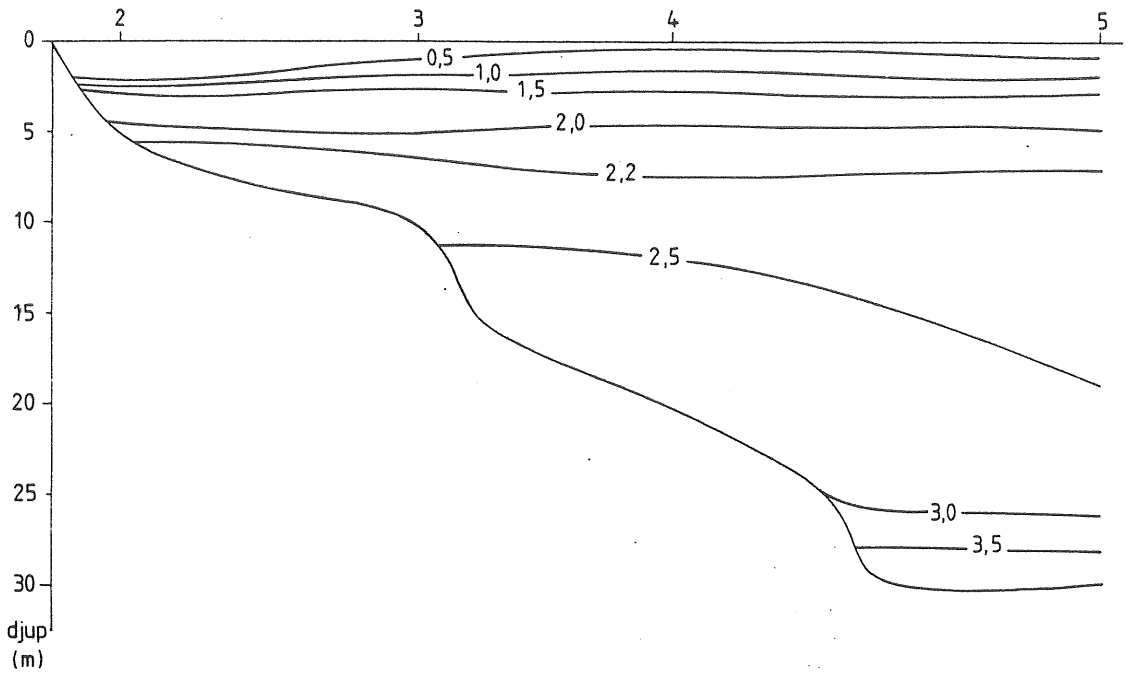
(3). Kvarnäs, H. 19.. Temperaturmätning i Väsman. SNV stencil.

(4). Moberg, A. 1967. Svenska sjöars isläggnings-och islossningstidpunkter 1911/12-1960/61. Del 1. Redovisning av observationsmaterial. - SMHI Serie Hydrologi, nr 4.

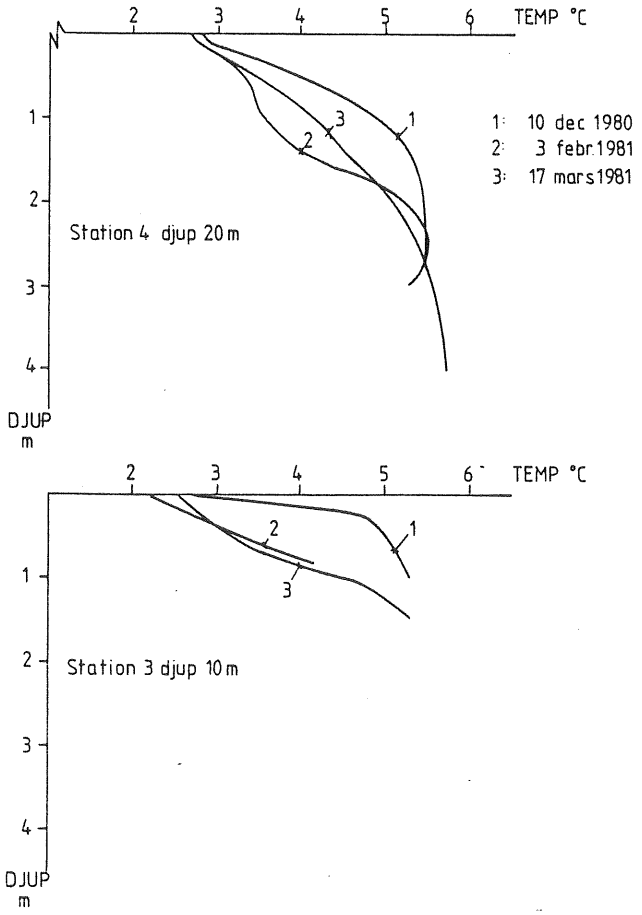
(5). Marthy, C.R. 1970. An experimental study of horizontal diffusion in Lake Ontario. - Proc. 13th Conf. Great Lakes Res. pp. 477-489.



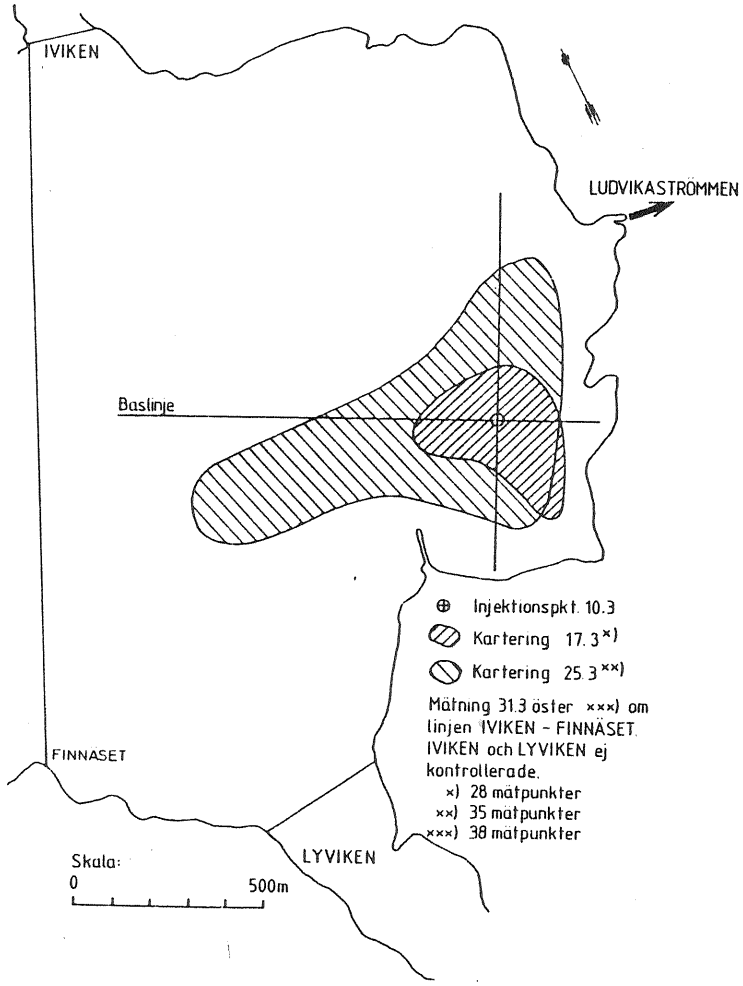
Figur 1. Väsman med provtagningspunkter



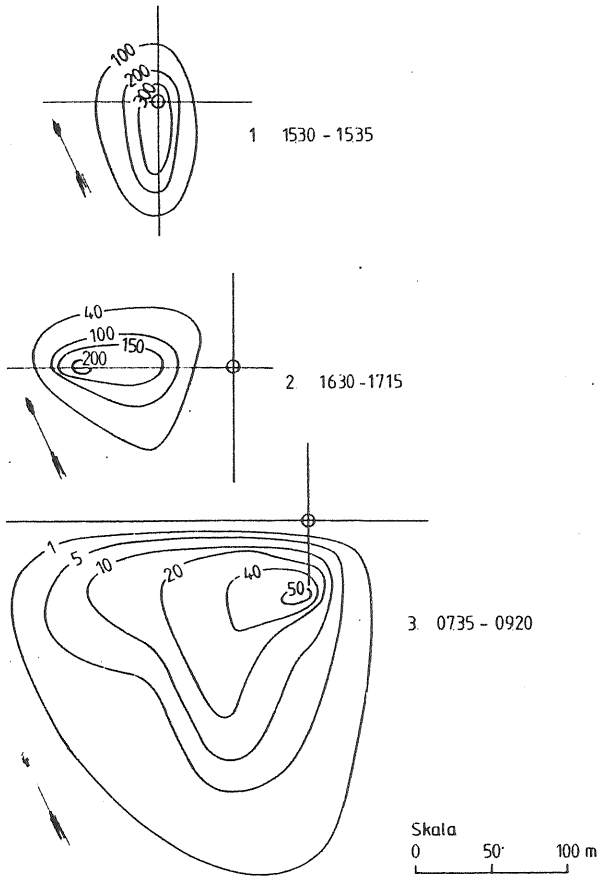
Figur 2. Vattentemperaturer i sektion A 17 mars 1981.



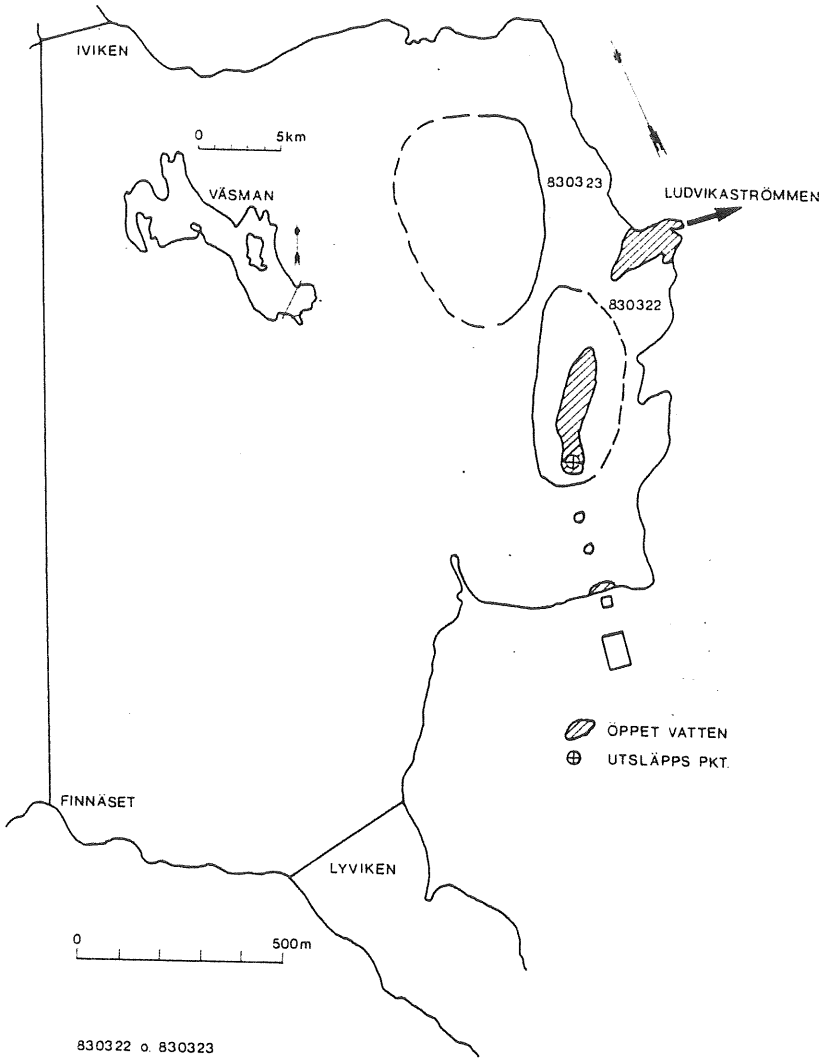
Figur 3. Sedimenttemperaturer på station 3 och 4.



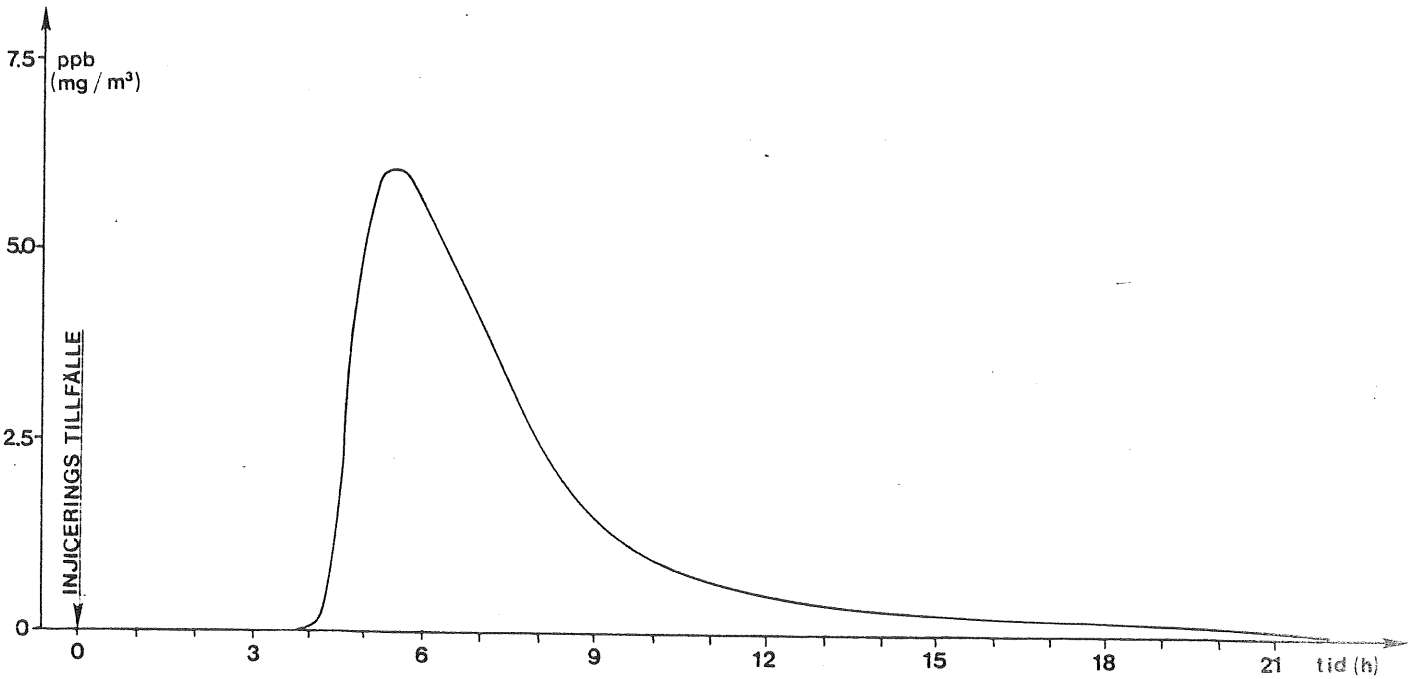
Figur 4. Karta över provtagningsområdet samt Rodaminmolnets utbredning mars 1981. Försök 1.



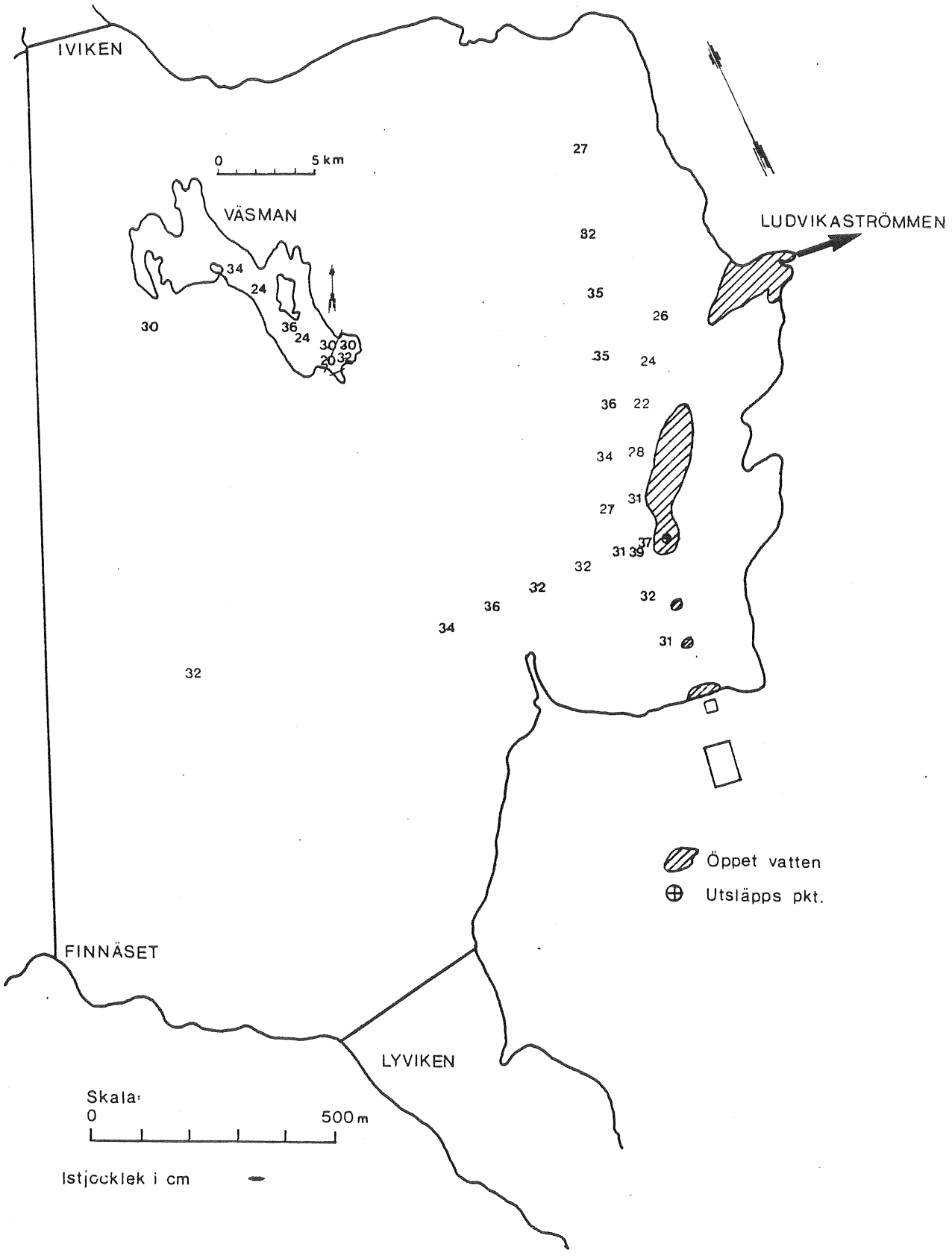
Figur 5. Spridningsförsök 9-10 april 1981. Rodaminkoncentration 10^{-10} i djupintervallet 0-5 m. Försök 2.



Figur 6. Rodaminmolnets utbredning mars 1983. Försök 3.



Figur 7. Rodaminpulsen uppmätt i Väsmans utlopp 1983. Försök 4.



Figur 8. Istjocklek och vakutbredning 30 mars 1983.

2.7 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet ytvattenvärme

Inlägg presenterade vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

2.7 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet ytvattenvärme

Stig Andersson

Skulle nedkylning av bottensediment kunna användas som en restaureringsmetod för sjöar?

Ingemar Ahlgren

Jag tror inte det, men en nedkylning av bottensedimenten skulle i viss mån medföra en minskad tillförsel av närsalter till vattnet.

3. GRUNDVATTENVÄRME - VÄRMELAGRING

3.1 Miljöförändringar vid värmeutvinning ur grundvatten

Bo Olofsson, Institutionen för kulturteknik, KTH

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

MILJÖFÖRÄNDRINGAR VID VÄRMEUTVINNING UR GRUNDVATTEN

Bo Olofsson, Institutionen för kulturteknik,
Kungl Tekniska Högskolan, Stockholm

Vissa miljöproblem kan tänkas uppstå vid tillgodogörande av värme ur grundvatten och berg. Institutionen för kulturteknik, KTH, i samarbete med VIAK AB, har erhållit medel att söka klarlägga tänkbara miljöeffekter, främst utifrån den erfarenhet, som finns beträffande vanliga grundvattenuttag vid kommunala grundvattentäkter samt genom en enkätundersökning bland fastighetsägare med energibrunnar i drift. Projektet pågår 83/84 och det är för tidigt att dra några slutsatser men det kan ändå vara av intresse att översiktligt belysa problematiken. En första preliminär genomgång av ett hundratal inkomna enkätsvar har också gjorts.

Det finns ett flertal system för erhållande av energi ur grundvatten och berg, vart och ett med sina speciella miljöproblem. Med hänsyn till tänkbara miljöeffekter kan en förenklad systemindelning göras:

- Slutna bergvärmesystem med cirkulerande antifrysvätska
- Öppna system med uttag av vatten samt.....
    - o återcirkulation av det avkylda vattnet
    - o utan återcirkulation
    - o kombination mellan återcirkulation och förbrukning.

Slutna Bergvärmesystem

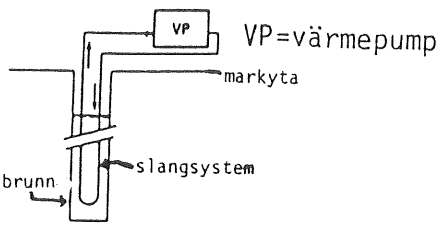


Fig 1.

Bergborrade brunnar med en nedsänkt slang och cirkulerande antifrysvätska är det vanligaste berg- och grundvattenvärmesystemet i områden där grundvattentillgången är begränsad. Värmen tas främst från berget runt borrhålet, vilket oftast är 120-150 m djupt. Temperaturpåverkan i markytan närmast borrhålet kommer att bli mycket liten, varför några ekologiska effekter genom värmeuttaget inte kommer att märkas. En matematisk simulering visar att temperatursänkningen på djupet 1 m i berget, efter 100 år fortfarande är mindre än -0,2°C (Eftring 1983, denna rapport). Läckage på slangar och kopplingar kan dock uppstå, varvid grundvattnet kan förorenas av antifrysvätska. Eftersom slangen ligger väl skyddad i borrhålet är risken för skador på slangsystemet avsevärt mindre än för ytjordvärmesystem. Vid läckage kan dock antifrysvätska tillföras borrhålet och eventuellt spridas ut i grundvattnet. Syrehalten i bergborrade brunnar är ofta mycket låg, varför den organiska nedbrytningen av antifrysvätskan kan försvåras (fig 2). Om läckaget är litet, och upptäcks tidigt kan man förhoppningsvis genom pumpning begränsa spridningen.

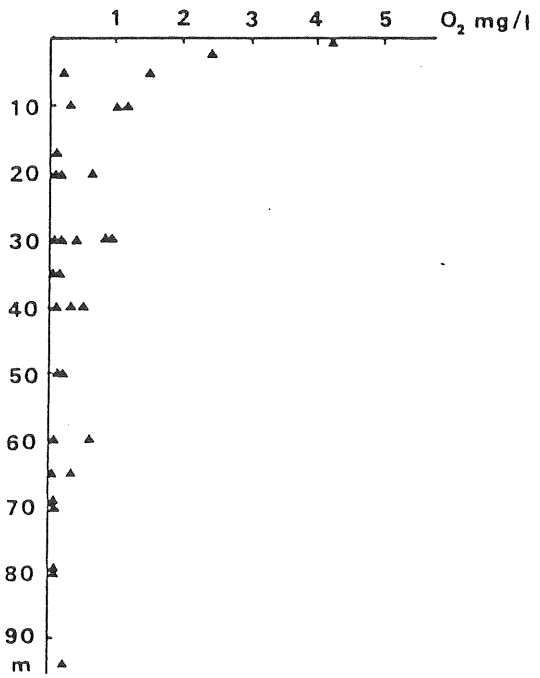


Fig 2. O_2-halt som funktion av provtagningsdjupet för brunnar i Gnesta och Skokloster (Jacks 1978).

110 enkätsvar från energibrunnsägare har preliminärt bearbetats och av dessa uppger sig knappt hälften ha ett slutet bergvärmesystem. Något läckage av antifrysvätska har inte noterats, däremot har luft kommit in i systemet i ett fall. Slutna bergvärmesystem är vanligt förekommande inom stadsplanelagt område med kommunalt vatten och avlopp. Endast två av de med slutet system får sitt dricksvatten direkt från energibrunnen. Båda uppger smak av järn, i det ena fallet dessutom problem med "gaslukt". Problemen kan dock ha uppstått helt oberoende energiuttaget och kommer att studeras närmare.

Öppna system med uttag av vatten, återcirkulation

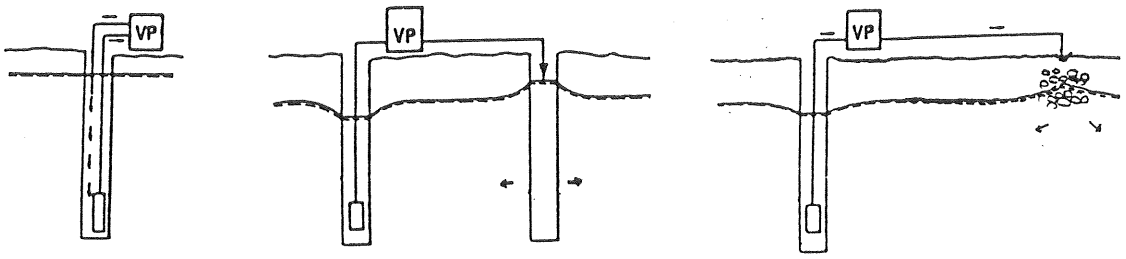


Fig 3. Återcirkulation av grundvattnet

Energin tas från grundvattnet eller i vissa fall indirekt från omkringliggande berggrund. Vattnet kan antingen återföras till samma brunn, till en eller flera andra infiltrationsbrunnar eller annan typ av infiltration, t ex stenkista. Knappt hälften av enkätsvaren behandlar något av dessa system, varav det vanligaste är att en extra infiltrationsbrunn utnyttjas.

Problem som kan uppstå vid grundvattenuttag och återinfiltration kan bestå av försumpning, igensättning, korrosion samt spridande av dåligt grundvatten från en akvifer till en annan.

Igensättningsproblem kan uppstå vid nyttjande av järn- och manganrikt grundvatten, speciellt vid återinfiltration av vattnet. Järnet och manganet oxideras och utfälls, vilket kan täppa till silar, infiltrationsrör, sprickor i berget etc. Även kalciumkarbonat skulle kunna utfällas vid tryck-

minskning eller temperaturhöjning, t ex genom uppumpning av brunnsvattnet via undertryck eller vid säsongmässig inlagring av värme.

Utfällningar i brunnar och ledningar kan, förutom rent tekniska olägenheter med försämrat energiutbyte, också innebära svårigheter att bli av med det uttagna grundvattnet, varvid försumpningar kan uppstå.

I tre enkätsvar anges problem med järn- och manganutfällningar, i ett fall så allvarligt att en ny infiltrationsbrunn måste borras. I ett fall har också underdimensionering av ett infiltrationssystem medfört försumpning av ett 30-40 m^2 stort område.

Om grundvattnet är aggressivt, d v s ledningsangripande, vilket bl a beror på pH och CO_2-halt, kan metaller från ledningar och kopplingar utlösas och grundvattnets kvalitet försämras. Problem kan uppstå om grundvattnet cirkuleras flera gånger och en del av vattnet samtidigt nyttjas som dricksvatten. I en mindre del av dessa enkätsvar anges att dricksvattnet tas från energibrunnen eller infiltrationsbrunnen. Några olägenheter av detta har dock inte märkts.

Haverier av värmepumpen kan också medföra föroreningar av grundvattnet, vilket är särskilt allvarligt då vattnet återleds till akviferen eller nyttjas som dricksvatten. Ca en fjärdedel av alla genomgångna enkätsvar uppger sig ha haft tekniska svårigheter som medfört driftstopp i systemet. De vanligaste felen har varit elektriska samt att cirkulationspumpar havererat. Vid några tillfällen har kompressorn behövt utbytas och i två fall har freonläckage uppstått. I inget fall har dock några miljöeffekter noterats.

Öppet system med uttag av vatten, utan återcirkulation

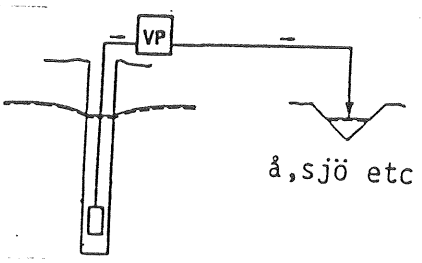


Fig 4.

Vid uttag av grundvatten utan återledning till akviferen åtgår stora mängder vatten, mångdubbelt mer än vad som förbrukas för hushållsändamål (fig 5).

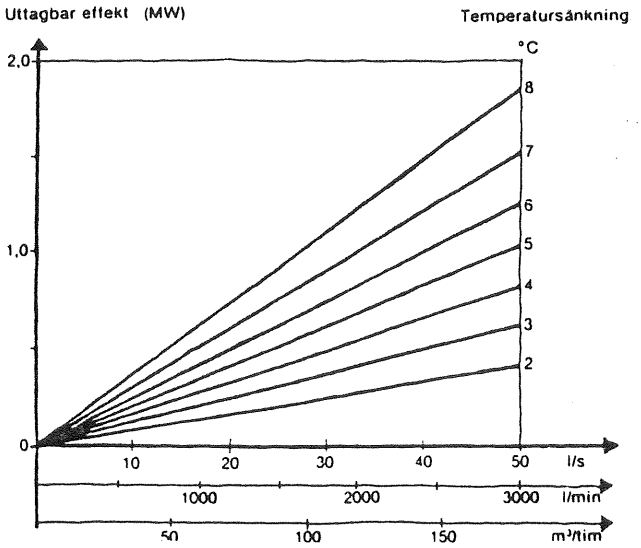


Fig 5. Uttagbar effekt ur grundvatten som funktion av flöde och temperatursänkning (från Svedinger 1981).

De största grundvattenuttagen i Sverige är huvudsakligen belägna i isälvsavlagringar under högsta kustlinjen (HK). Ett kraftigt ökat grundvattenuttag kan bl a påverka trycknivån i de finkorniga jordarter som ofta omger isälvsavlagringarna. Vid en sänkning av trycknivån kan reducerande förhållanden övergå till oxiderande, varvid sulfider kan oxideras till sulfater. De geotekniska problem som kan uppstå vid en grundvattensänkning är väl kända och kommer inte att studeras i detta projekt. Vid ökade grundvattenuttag, både vid stora och små grundvattentäkter, kan vatten från större djup mobiliseras, vilket ofta ger ett hårdare vatten. Hos vattentäkter som är beroende av inducerad infiltration av ytvatten kan vattenbeskaffenheten på sikt

förändras om induceringen ökar. Humöst vatten från torvmarker kan i vissa situationer tillföras akviferen, liksom salt vatten i kustområden eller från omgivande leror.

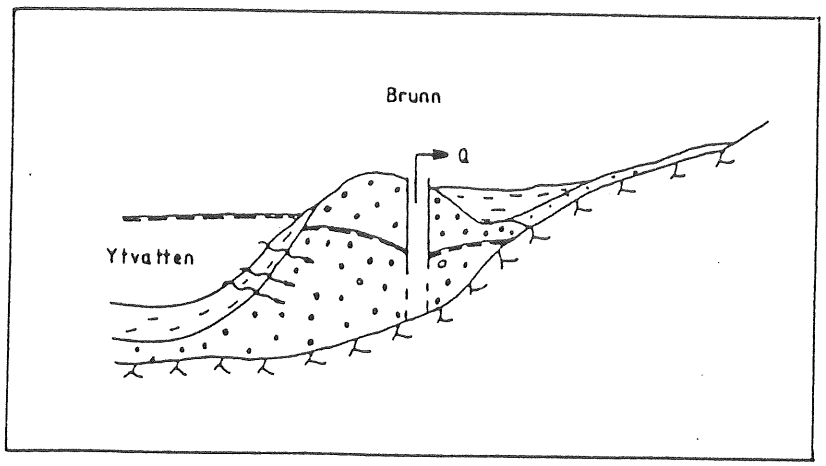


Fig 6. Inducerad infiltration till en vattentäkt.

Vattnet kan avledas till en å eller sjö, vid små anläggningar ibland direkt ut i dagvattennätet. Den miljöpåverkan, som kan uppstå på en sjö dit avloppet leds, beror på vilken nivå utsläppet sker, d v s över eller under språngskiktet. Beträffande isläggningstid, ändrade strömmar, skiktning etc, kan problemen delvis jämföras med öppet sjövärmesystem. Speciella effekter kan dock uppstå om grundvattnet är rikt på järn och mangan, som kan utfällas i sjön, eller om vattnet är salt. Dylika studier omfattas inte av detta projekt.

Enligt den preliminärt genomgångna enkäten avledde endast ett mindre antal energibrunnsägare allt det kylda vattnet, flertalet till en å eller till dagvattennätet. Några miljöeffekter har inte noterats.

Kombinerade system

Ofta kombineras avledning av grundvatten från enskilda brunnar med återcirkulation till samma brunn, infiltration i marken samt ibland förbrukning inom hushållet. Ett tiotal energibrunnsägare uppger sig ha sådana kombinationssystem.

Sammanfattning

De miljöproblem, som kan tänkas uppstå, beror på val av system. Vid den mycket preliminära genomgången av ett hundratal inkomna enkätsvar från energibrunnsägare har några allvarliga miljökonsekvenser inte noterats. Det måste dock påpekas, att flertalet energibrunnar varit i drift endast något år och att många effekter först kan märkas efter lång tid. I många fall tas ur energibrunnen även dricksvatten. Huruvida de kvalitetsproblem hos dricksvattnet, som i något fall har uppstått, beror på energiuttaget måste studeras närmare.

Projektets fortsatta uppläggning

För storskaligt energiutnyttjande av grundvatten kan erfarenheter dras från större kommunala grundvattentäkter. VIAK sammanställer för närvarande data och erfarenheter från åtta större grundvattentäkter med skilda geohydrologiska förhållanden. Data från ett antal mindre kommunala grundvattentäkter kommer att bearbetas vid institutionen för kulturteknik, KTH. Enkätsvaren kommer att sammanställas och utvärderas mer ingående än i denna preliminära genomgång. Några anläggningar med problem kommer att studeras närmare. En mindre enkät till ett antal värmepumpstillverkare/leverantörer kommer också att skickas ut.

Referenser

Eftring, Bengt, 1983: Markvärmesystems termiska påverkan på omgivande mark. BFR seminarium om miljöeffekter vid naturvärmesystem (denna rapport).

Jacks, Gunnar, 1978: Ground water chemistry at depth in granites and gneisses. KBS Teknisk Rapport 88.

Svedinger, Björn, 1981: Värme i jord, berg och vatten, BFR T1:1981.

3.2 Värmelager i berg, utlakningsförsök

Tommy Claesson, Geologiska institutionen, CTH

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

VÄRMELAGER I BERG, UTLAKNINGSFÖRSÖK

Tommy Claesson, Bo Ronge, Geologiska institutionen,
Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet,
412 96 Göteborg

Vid lagring av hett vatten under mark kommer bland annat existerande mineralvattenjämvikter att påverkas. Detta innebär att mineral och bergarter kommer att utsättas för jonutlakning, vilket leder till att det lagrade vattnet successivt kommer att få en från sitt ursprung ändrad kemisk sammansättning. Förändringarna, vilka består i förhöjda jonkoncentrationer, kan bland annat leda till att beläggningar och igensättningsproblem uppstår i värmeväxlare och rörledningar.

Ursprungsvattnets sammansättning är av stor betydelse för jonutlakningsförloppet. Att en partiell avsaltning (avhärdning) är ett'måste', har erfarenheter från de två fullskaleanläggningarna Avesta och Lyckebo visat. Lyckebo, som har en lagringsvolym om 100 000 m^3 vatten och är beläget några kilometer norr om Uppsala, är tänkt att vara soluppvärmt. Efter endast en kortare driftsperiod har värmeväxlare och ledningar blivit belagda med kalcit. Orsaken är en för hög ingående kalkhalt hos det lagrade vattnet. Avesta-anläggningen består av ett bergrum med 15 000 m^3 lagringsvolym och erhåller sin uppvärmning från en närbelägen sopförbränningsstation. Sedan maj 1982 har anläggningen varit i drift och uppvisar fortfarande, 1½ år efter start, inga tecken på några omfattande beläggningar. Att beläggningar finns i mindre omfattning även i Avesta har emellertid kunnat konstateras. Denna beläggning är dock så tunn, att den hittills inte har påverkat driften. Vattnet som Avestalagret är fyllt med är partialavsaltat, vilket innebär att kalcium- och magnesiumhalterna har sänkts och i viss mån ersatts av natrium. Kalciumhalten sänktes från 90 till 5 ppm och magnesiumhalten från 5 till 0,1 ppm. En liknande avsaltning företogs i Lyckebo men i mindre omfattning. Kalciumhalten sänktes endast till 75 ppm, och det är detta "kvarvarande" kalcium som fälls ut i värmeväxlare och ledningar vid Lyckebolagret. Ursprungsvattnets sammansättning är alltså av stor betydelse för systemets effektivitet under uppvärmningsskedet, då eventuell kalk, löst i vattnet, kommer att fällas ut. Även för den påföljande utlakningen av joner från bergmaterialet är kvaliteten hos lagringsvattnet av stor vikt.

I en inledande laboratoriestudie rörande bergarters och mineralers löslighet i hetvatten har fem bergarter: alkaligranit, granit, granodiorit, gabbro och ådergnejs specialstuderats. Provkroppar med en förutbestämd yta av 150 cm^2 tillsågades från respektive bergart. Proven upphettades tillsammans med vatten i tefloninklädda autoklaver till temperaturer mellan 50° och 150°C. Upphettningen ägde rum i 4-veckors perioder. Efter varje period ersattes vattnet i autoklaven med nytt vattenledningsvatten. Det använda vattnet analyserades med

avseende på Si, Al, Na, K, Ca, Mg och Fe. Utlakningsförsöket pågick under en tid av två år för en försökstemperatur om 150°C. För övriga reaktionstemperatur-, vattenkvalitet- och reaktionshastighetsundersökningar, som finns redovisade i Claesson 1983, har försöken pågått som längst under 33 veckor. För åtta bergartsbildande mineral: kvarts, kalifältspat, albit, labradorit, biotit, muskovit, augit och hornblände har en motsvarande undersökning utförts, Claesson 1983.

Undersökningen visade bl a att utlakningen av kisel kraftigt dominerar över övriga jonslag vid reaktionstemperaturer över 100°C. Utlakade halter är uppmätta till strax över 100 ppm för reaktionstemperaturerna 100°, 125° och 150°C och för samtliga testade bergarter. Utlakningen av kisel från mineral och bergarter är kraftigt temperaturberoende. Fig 1 visar att utlakningen från kvarts är ca 100 ppm vid 150°C och endast 1 ppm vid 50°C. Kvarts, plagioklas, hornblände, augit och kalifältspat är de bergartsledande mineral, från vilka kisel utlakas i större omfattning. Vid höga reaktionstemperaturer är det dominerande modermineralet kvarts, vars roll övertas av plagioklas och hornblände vid lägre temperaturer.

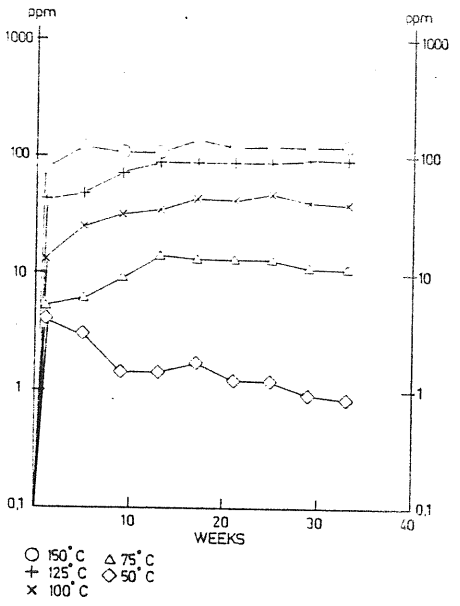


Fig 1. SiO_2-utlakning från kvarts vid olika temperaturer.

Aluminiumutlakningen härrör från framför allt kalifältspat och plagioklas. Den är kraftigt pH-beroende men även en svag temperaturinverkan har konstaterats. För pH-värden mellan 6 och 8 på reaktionsvattnet, vilket varit fallet i denna undersökning, blir halten utlakat aluminium mycket låg i förhållande till kisel. För en bergart, antingen sur eller basisk (Fig. 2,3) innebär detta en utlakad halt av aluminium runt 1 ppm. En pågående studie, där betong med ballast av ovan nämnda bergarter undersöks med avseende på jonutlakning, har visat att halter på upp till 20 ppm löst aluminium kan förekomma vid höga pH-värden. Cementpastan höjer reaktionsvattnets pH-värde till närmare 13. Vid mer normala pH-värden råder det balans mellan mängden utlakat aluminium och avsatt aluminiumhydroxid.

Natrium utlakas till största delen från Na, Ca-fältspaterna men också med något bidrag från kalifältspat. De utlakade halterna är temperaturberoende och är i början av ett försök mycket höga, ca 70 ppm. Efterhand sjunker de för att stabiliseras runt 10 ppm för en reaktionstemperatur av 150°C (Fig 2, 3). För basiska bergarter är halterna högre och mindre temperaturberoende än fallet är för de sura bergartsleden. Att utlakning av natrium sker även från kalifältspat beror på att natrium även förekommer i kalifältspat och där som pertitav-

blandningar.

Kaliumutlakningen orsakas av reaktionen hett vatten - kalifältspat. Plagioklasmineralen är emellertid också en källa till kalium, ty kalium förekommer där i form av antipertit och som dislokationer. Halten utlakad kalium når snabbt ett stabilt värde och redan efter en veckas reaktion uppnås den högsta, utlakade halten, som för gabbro är ca 15 ppm och strax under 10 ppm för surare men även mer basiska bergarter (se fig 2, 3).

Kalciumutlakningen är mycket komplex. Hetvattenreaktionen är till en början omvänd, då intermediära och basiska bergarter undersöks. Det sker alltså inledningsvis en adsorption av kalcium från vattenfasen till bergartsytan. Alltefterson reaktionen fortlöper sker emellertid en minskning i adsorptionshastigheten, och en successiv övergång till ett utlakningstillstånd äger rum (se fig 3). En studie av plagioklasmineralen visar på ett liknande uppträdande. Övriga undersökta mineral, från vilka kalcium utlakas, är hornblände och augit. Utlakningsförloppet för kalcium från dessa två sistnämnda mineral är mer jämförbart med övriga utlakade jonslag. En snabb, inledande utlakning följs av ett stabilt läge runt 10 ppm. Ett något mindre temperaturberoende än för de övriga jonslagen har konstaterats.

Järn och magnesium har inte vid något tillfälle visat detekterbara halter i reaktionsvattnet. De halter som inledningsvis fanns i vattnet har efter varje reaktionsperiod adsorberats av bergartsytan. Adsorptionshastigheten för magnesium har visat sig vara temperaturberoende. Hög reaktionstemperatur ger snabb adsorption och vice versa. Att mineralernas järninnehåll trots allt deltar i hetvattenreaktionen tyder bildandet av en rostfärgad vittringshud på.

Sammanfattningsvis kan följande slutsatser från laboratorieundersökningen ställas upp:

* Utlakningen av joner startar omedelbart. Reaktionen börjar som ett jonutbyte, där vattnets vätejoner byts mot mineralytans katjoner. Successivt övergår denna reaktion i ett jämviktstillstånd, som innebär att mängden utlakade joner från mineralet vägs upp av mängden utfälld substans på mineralytan.
* Totala mängden utlakade joner ökar med ökande reaktionstemperatur. Temperaturberoendet är emellertid inte av samma betydelser för alla utlakade specier. Kisel är mest temperaturberoende. Natrium och kalium något mindre, medan aluminium och kalcium är minst beroende av reaktionstemperaturen.
* Det bildas en vittringshud på mineraler och bergarter. Vittringshuden är emellertid porös och täcker inte hela mineral- eller bergartsytan, vilket medför att den inte utgör en begränsning för fortsatt jonutlakning.

* Det byggs successivt upp en jämvikt mellan mineralyta och vattenfas. Det är denna mättnad av vattnet, som utgör en begränsning för ytterligare jonutlakning snarare än bildandet av vittringshud. Halten utlakade joner, vid vilken mättnad uppnås, är beroende på reaktionstemperatur, vattenkvalitet och mineralsammansättning.

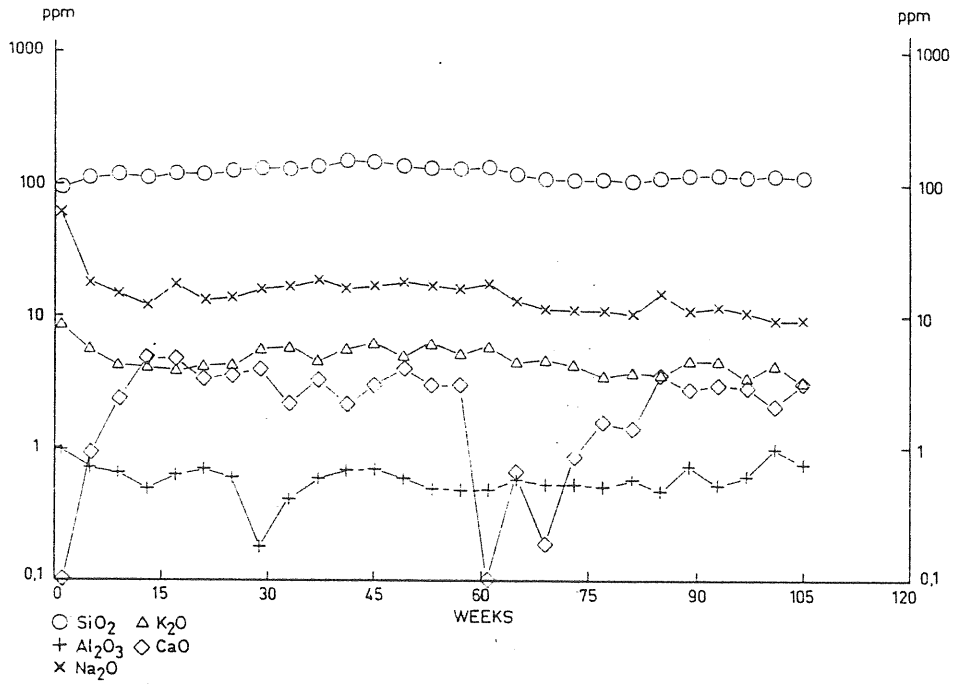


Fig. 2 Jonutlakning från granit vid 150°C

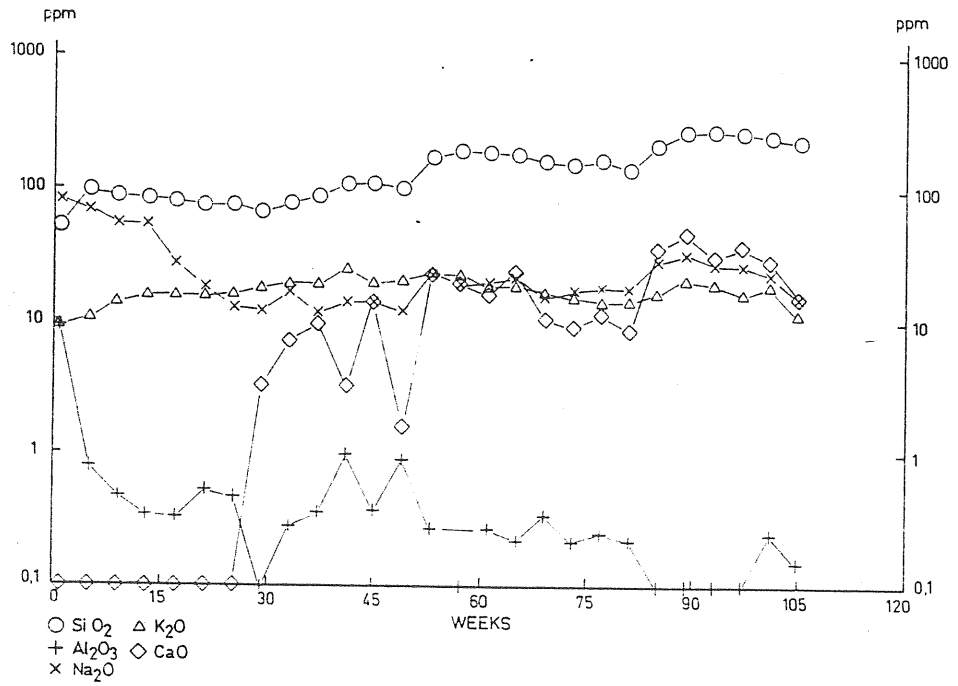


Fig. 3 Jonutlakning från gabbro vid 150°C

Avesta hetvattenlager har varit i drift för forskningsändamål sedan maj 1983. Under denna tid har vattenanalyser utförts var fjortonde dag och inledningsvis ännu tätare. Analyserna visar på en orolig inledning men även på att en övergång till ett mer stabilt tillstånd är att vänta. Kiselhalten i vattnet är långsamt stigande och är i dagsläget ca 20 ppm. Med hänvisning till laboratorieförsöken är en fortsatt ökning att vänta. Natriumhalten har efter en mycket flexibel inledning stabiliserats och uppvisar värden runt 20 ppm. Kalciumhalten i vattnet ökade kraftigt under anvärmningen av lagret. Denna ökning berodde på ett kraftigt inläckage av grundvatten till bergrummet under vattenpåfyllnaden. Kalciumkurvan har flackat ut efterhand och de nu uppmätta halterna visar ca 18 ppm. Kalium ökar långsamt men närmar sig så småningom det förväntade värdet 10 ppm. Aluminium- och magnesiumhalterna ligger oförändrat lågt mellan 0.5 - 1.0 ppm (fig 4).

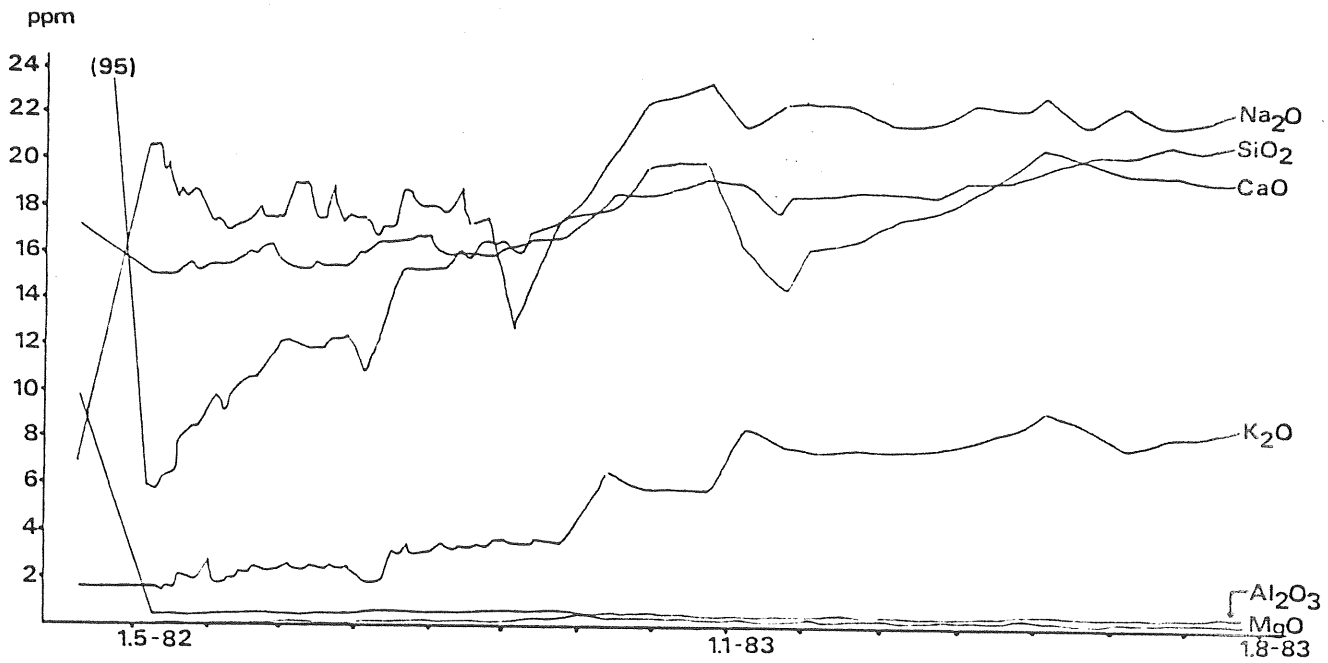


Fig. 4 Katjonutvecklingen i vattnet från Avesta hetvattenlager under de 15 första månaderna.

Ledningsförmågan hos vattnet ökade kraftigt under uppvärmningsstadiet men har nu stabiliserats med värden mellan 140 - 150 µS/cm. Vätekarbonathalten steg även den kraftigt inledningsvis men ökningen har avtagit och halterna stabiliserats runt värden av 50 ppm. pH-värdet i vattnet har långsamt ökat från 6.5 till strax över 9. Förutom dessa värden analyseras vattnet för halter av syre, klorid, sulfat, nitrat och fosfat. Några förändringar från ursprungshalterna har inte kunnat påvisas. Syreinnehållet är ca 10 ppm, kloridhalten 9 ppm, sulfathalten 10 ppm, nitrathalten något under 1 ppm och fosfathalten är mindre än 0.1 ppm.

Att reaktionshastigheterna är lägre i en fullskaleanläggning än i laboratorieförsöken var att vänta. Förhållandet vattenvolym/bergartsyta är ca 1000 ggr större i fullskaleanläggningen än i laboratorieförsöket. Förhållandet mellan halten utlakade joner och kvoten vattenvolym/bergartsyta är inte linjärt, vilket är visat

i bl a Ronge, Claesson, 1982. Tidsfaktorn mellan laboratorieförsöken och fullskaleanläggningen är emellertid i dagsläget inte känd, men utvärderingsförsök pågår.

Referenser:

Claesson, T., 1983: Water-rock interaction at elevated temperatures. Chemical changes in water composition. Thesis. Geol. Dept. CTH Publ. A 44.

Claesson, T., Gustafsson, G. & Ronge, B., 1983: Löslighet hos grusmaterial och betong i vatten av olika temperatur och sammansättning. Statens råd för byggnadsforskning BFR Nr 79168-2.

Claesson, T. & Ronge, B., 1983: Water-rock interaction when heated water is stored in unlined rock caverns. Extended abstracts 4th Int. Symp. on Water-rock Interaction. Misasa, Japan 1983.

Ronge, B. & Claesson, T., 1982: Bergarter och minerals löslighet i hetvatten. Vattenkemiska förändringar vid värmelagring i bergrum. Stiftelsen Bergteknisk Forskning BeFo Nr 72:1/82.

3.3 Markvärmesystems termiska påverkan på omgivande mark

Bengt Eftring, Institutionen för matematisk fysik, LTH

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

MARKVÄRMESYSTEMS TERMISKA PÅVERKAN PÅ OMGIVANDE MARK

Bengt Eftring, september 1983
Institutionen för matematisk fysik
Lunds Tekniska Högskola

Ett markvärmesystem stör de naturliga temperaturförhållandena i marken. Ur miljösynpunkt är det viktigt att känna till storleken av denna påverkan. Två väsentliga delar att bestämma är temperaturstörningens räckvidd och tidsskala, dvs. hur lång tid det tar innan störningen når viss storlek.

En genomgång av problemställningen är utförd i rapporten "Markvärmesystems påverkan på temperaturen nära markytan." , Claesson, Eftring, augusti 1982, (38s). Här skall de viktigaste resultaten i rapporten redovisas.

1. Analysmetod

Vid den termiska analysen har förutsatts att superpositionsprincipen är tillämpbar. Detta innebär att olika termiska processer i marken kan separeras från varandra. Temperaturstörningen från ett markvärmesystem kan då anges som en avvikelse från den naturliga, ostörda temperaturen i marken.

För de olika system som är undersökta ges temperaturstörningen på djupet 1 m längs en linje som utgår från systemets vertikala symmetriaxel.

Vid analysen har olika datormodeller använts. Dessa är testade mot analytiska lösningar och i flera fall mot mätvärden från experiment och fullskaleförsök. överensstämmelsen har varit mycket god.

2. Maximal temperaturstörning

När ett markvärmesystem tas i drift utbreder sig en temperaturstörning i den omgivande marken. I varje punkt i marken växer störningen mot ett slutligt, stationärt värde. För punkter utanför systemets omedelbara närhet anges detta värde av uttrycket

$$T(r,z) = \frac{Q_m}{4\pi\lambda} \left(\frac{1}{\sqrt{r^2 + (z-D_m)^2}} - \frac{1}{\sqrt{r^2 + (z+D_m)^2}} \right) \qquad (1)$$

Q_m stationär värmeförlust från systemet (W)

λ markens värmeledningsförmåga (W/mK)

D_m avstånd till markytan från systemets mittpunkt (m)

r,z cylinderkoordinater med z-axeln nedåtriktad längs marksystemets vertikala symmetriaxel. Origo ligger vid markytan (m)

Uttrycket (1) visar att störningen i marken avtar med avståndet R från systemets mittpunkt. Störningen avtar snabbare än 1/R. Vidare är störningen direkt proportionell mot kvoten Q_m/λ. Detta innebär att störningen är direkt proportionell mot markvärmesystemets årsmedelövertemperatur i förhållande till omgivningen.

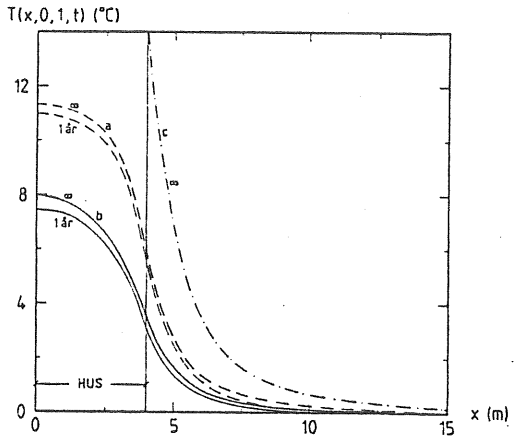
3. Temperaturstörning från byggnader

Temperaturstörningen har bestämts för två byggadsstorlekar. De erhållna värdena kan användas för jämförelse med störningar från markvärmesystem.

Det mindre huset har grundmåttet 8x12 m^2. Huset har studerats med och utan källare. För det källarlösa huset har beräkningar utförts dels med huset oisolerat mot marken och dels med en isolering med värmemotståndet 1.25 K/(W/m^2). Huset med källare är oisolerat. Källarens djup är 2.5 m.

Det större huset är källarlöst. Dess grundmått är 40x60 m^2. Husets centrala delar är oisolerade mot marken. De delar under huset som ligger inom 5 m från grundmuren är isolerade med värmemotståndet 1.25 K/(W/m^2).

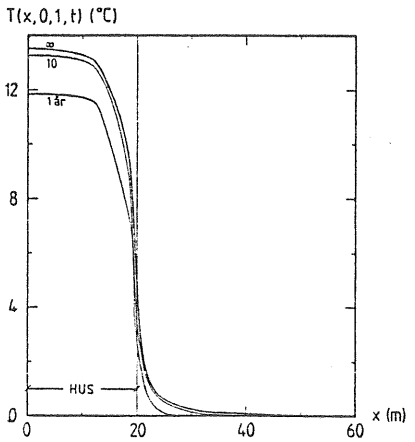
Markens värmeledningsförmåga är 1.16 W/mK och dess värmekapacitet är 2.8 MJ/m^3K. Husets och markens årsmedeltemperatur är 20 respektive 6 ^{o}C. Störningen i marken styrs av temperaturdifferensen 20-6 = 14 ^{o}C.



Figur 1. Temperaturstörning i marken utanför en byggnad med grundmåttet 8x12 m^2.
a: oisolerat källarlöst hus
b: isolerat källarlöst hus
c: hus med oisolerad källare

Utanför det oisolerade källarlösa huset är den största temperaturhöjningen på djupet 1 m cirka 6 ^{o}C. För det isolerade huset är motsvarande värde 4 ^{o}C.

För huset med källare är temperaturhöjningen vid källarväggen 14 ^{o}C. På avståndet 1 m från väggen är störningen cirka 7 ^{o}C.



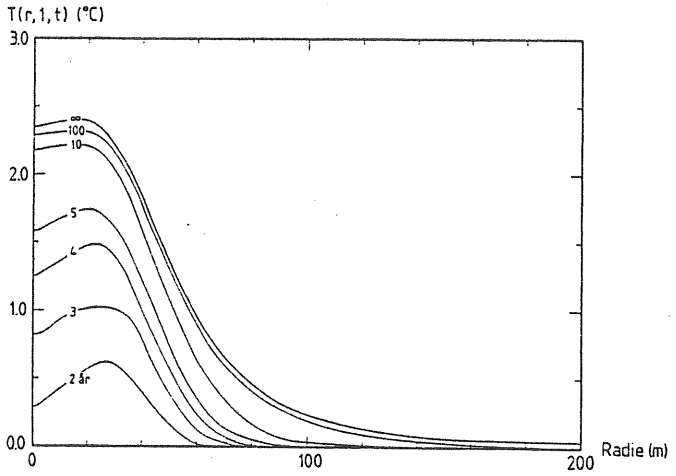
Figur 2. Temperaturstörning i marken utanför en byggnad med grundmåttet 40x60 m^2.

För den stora byggnaden är den största temperaturstörningen vid huskanten cirka 5 °C.

4. Bergrumsvärmelager

Som exempel tas bergrumsvärmelagret i Lyckebo. Lagret är approximativt rotationssymmetriskt. Dess form ges av en ring eller toroid med innerradien 20 m och ytterradien 38 m. Dess höjd är 30 m. Avståndet mellan lagrets överyta och markytan är 30 m.

Bergets värmeledningsförmåga och värmekapacitet är 3.1 W/mK respektive 2.16 MJ/m^{3}K. I det undersökta fallet varierar lagrets temperatur i intervallet 40 till 90 °C. Den ostörda årsmedeltemperaturen i berget är 6 °C.



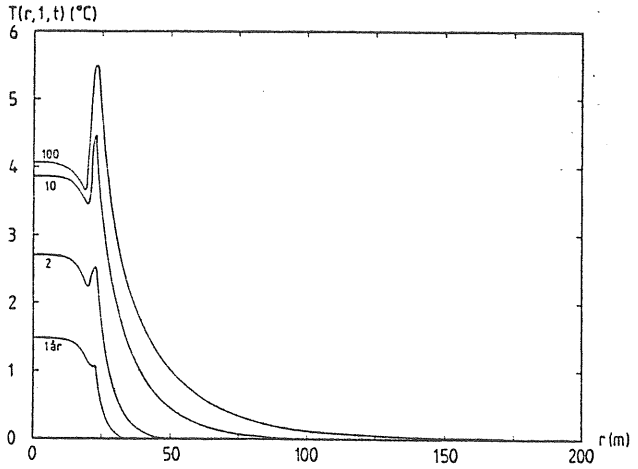
Figur 3. Temperaturstörning på djupet 1 m för ett bergrumsvärmelager (Lyckebo).

Den maximala störningen på djupet 1 m är efter lång tid 2.4 °C. Störningen nära lagrets symmetrilinje är vid varje tidpunkt lägre än den maximala störningen. Detta beror på bergkärnan i lagrets mitt. På avståndet 75 m från lagrets symmetrilinje är den maximala störningen 1 °C.

5. Rörvärmelager

Som exempel tas det planerade värmelagret i Stora Skuggan. Det undersökta fallet är rotationssymmetriskt. Radien är 21.3 m och höjden är 70 m. Lagrets överyta är täckt av en isolering med värmemotståndet 3.3 K/(W/m^2). Ovanpå isoleringen ligger ett 2 m djupt grusskikt.

Bergets värmeledningsförmåga och värmekapacitet är 3.5 W/mK respektive 2.1 MJ/m^{3}K. Lagrets temperatur varierar för det valda exemplet i intervallet 25 till 45 ^{o}C. Ostörd temperatur i berget är 6.6 ^{o}C.



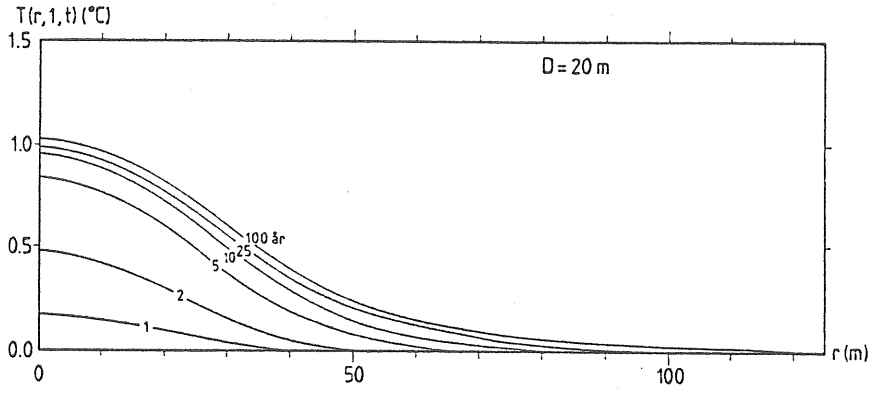
Figur 4. Temperaturstörning på djupet 1 m för ett rörvärmelager (Stora Skuggan).

Den maximala störningen på djupet 1 m är 5.5 ^{o}C vid lagrets ytterkant. Den kraftiga temperaturvariationen i detta område beror på att värmeisoleringen endast täcker lagrets överyta. På avståndet 50 m från lagrets symmetriaxel är den maximala störningen cirka 1 ^{o}C.

6. Värmelagring i ett grundvattenförande skikt

I det studerade fallet är akviferens tjocklek 10 m. Avståndet mellan dess övre del och markytan är 20 m. Markens värmeledningsförmåga och värmekapacitet är 2.0 W/mK respektive 2.0 MJ/m^{3}K.

Under fyra månader pumpas vatten med övertemperaturen 30 °C ned i akviferen. Vattenflödet är 1.8 l/s. Under två månader sker ingen pumpning. Följande fyra månader återvinnes varmt vatten med volymflödet 1.8 l/s. Årscykeln avslutas med två månader utan pumpning.



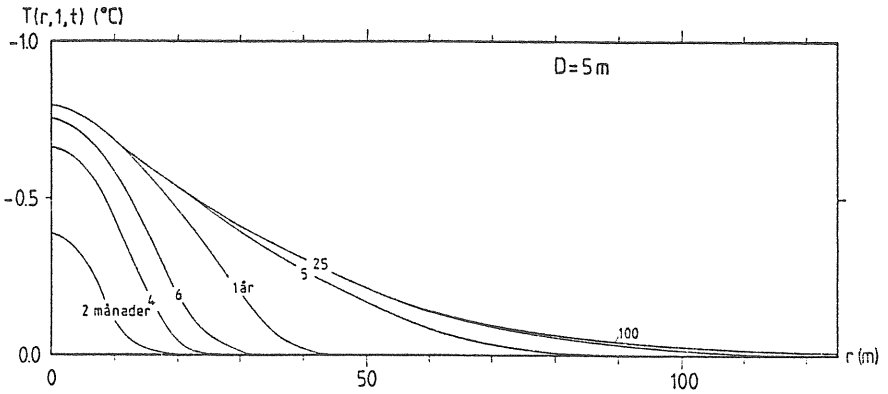
Figur 5. Temperaturstörning på djupet 1 m vid värmelagring i akvifer på djupet 20 till 30 m.

Den största störningen på djupet 1m är efter 100 år 1 °C.

7. Återinjektering av kylt grundvatten

Kylt vatten återinjekteras i ett grundvattenförande skikt vars tjocklek är 10 m. Avståndet mellan skiktets övre del och markytan är 5 m. Markens värmeledningsförmåga och värmekapacitet är 2.0 W/mK respektive 2.0 MJ/m^{3}K.

Vid återinjekteringen har vattnets temperatur sänkts 5 °C. Det kontinuerliga vattenflödet är 0.6 l/s.

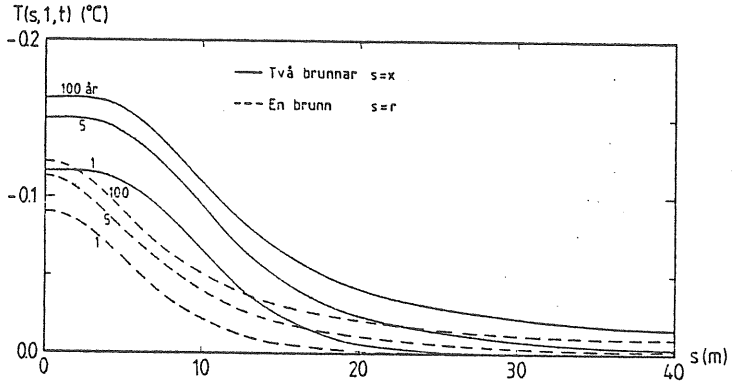


Figur 6. Temperaturstörning på djupet 1 m vid återinjektering av kylt grundvatten.

Den största störningen på djupet 1 m är -0.8 ^{o}C.

8. Bergvärmebrunn

Värme utvinnes ur en 150 m djup brunn, vars radie är 0.08 m. Brunnen är värmeisolerad mellan markytan och 4 meters nivån. Brunnen ges en undertemperatur på 5 ^{o}C relativt ostört berg. Bergets värmeledningsförmåga och värmekapacitet är 3.5 W/mK respektive 2.16 MJ/m^{3}K.



Figur 7. Temperaturstörning på djupet 1 m för en och två bergvärmebrunnar.

Den största störningen på djupet 1 m är efter 100 år -0.16 ^{o}C.

9. Ytjordvärmesystem

Värme utvinnes ur ett slangsystem på djupet 1 m. Slangarnas inbördes avstånd är 1 m. Slangarna täcker en rektangulär yta med bredden 10 m och längden 20 m. Värmeuttaget ur slangarna är 10 W/m.

Avstånd från rektangeln (m)	3	5	15
Temperatur (^{o}C)	-.40	-.20	-.03

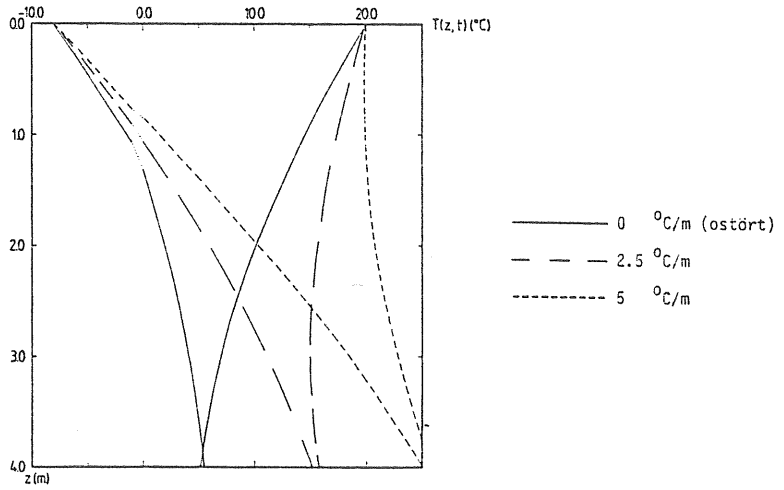
Tabell 1. Temperaturstörning på djupet 1 m utanför ett ytjordvärmesystem.

10. Påverkan på tjälning

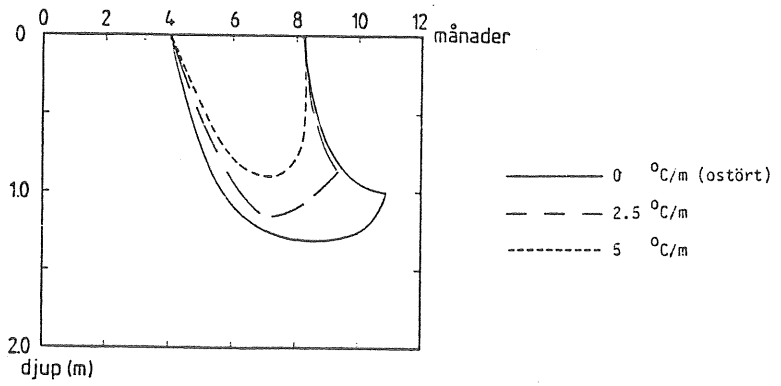
Temperaturstörningen från markvärmesystem påverkar det naturliga tjälningsförloppet i området nära markytan. Detta har studerats för jordarterna lätt morän och lera.

Tjälningsförloppet har simulerats för ett mellansvenskt klimat. Lufttemperaturen varierar sinusformat med årsmedelvärdet 6 °C och amplituden 14 °C. Snötäckets inverkan har försummats.

Temperaturstörningens inverkan på tjälningen simuleras av ett påtvingat värmeflöde nerifrån. Värmeflödet väljes för de två jordarterna så att det motsvarar temperaturhöjningarna 0, 2.5 och 5 °C/m i vertikalled. Fallet med 2.5 °C/m ger då en uppfattning om påverkan på tjälningen från ett markvärmesystem som ger störningen 2.5 °C på djupet 1 m.

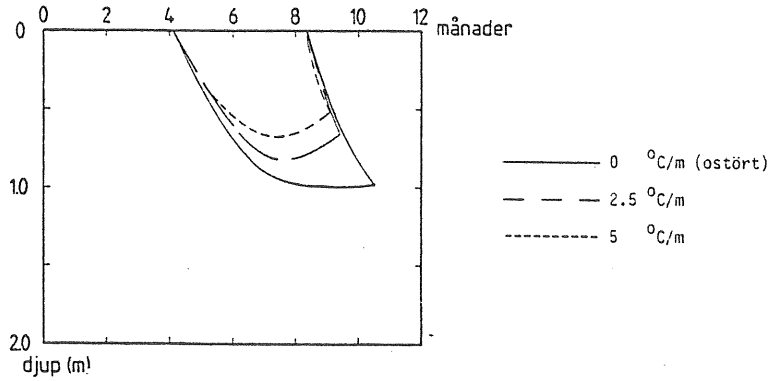


Figur 8. Temperaturprofil i morän vid tidpunkterna för högsta och lägsta lufttemperatur. Tre störningsfall visas.



Figur 9. Fryst zon i morän för tre störningsfall.

Det största ostörda tjäldjupet i morän är 1.3 m. Det inträffar 8 till 9 månader efter högsta lufttemperatur. Ungefär samtidigt börjar tjälen smälta uppifrån. Knappt 3 månader senare smälter den sista resten av tjälen på djupet 1 m. Största tjäldjupet vid störningarna 2.5 och 5 °C/m är 1.2 respektive 0.9 m.



Figur 10. Fryst zon i lera för tre störningsfall.

I lera är det största tjäldjupet för störningarna 0, 2.5 och 5 °C/m 1.0, 0.8 respektive 0.7 m. Tjäldjupen i lera är mindre än i morän på grund av den större vattenhalten och den lägre värmeledningsförmågan.

11. Sammanfattning

För de studerade markvärmesystemen är den största temperaturhöjningen på djupet 1 m:

Bergrumsvärmelager	+2.4 °C
Rörvärmelager	+5.5 °C
Akvifervärmelager	+1.0 °C
Återinjektering av kylt grundvatten	-0.8 °C
Bergvärmebrunn	-0.17 °C
Ytjordvärmesystem	
(3 m utanför utvinningsytan)	-0.4 °C

Temperaturstörningen från byggnader, som är värmeisolerade mot marken med motståndet 1.25 K/(W/m^2), är cirka 2 °C på djupet 1 m och på avståndet 1 m från huset. För ett hus med oisolerad källare är temperaturstörningen i motsvarande punkt cirka 7 °C.

En störning motsvarande 5 °C/m i djupled minskar största tjäldjupet i ett mellansvenskt klimat från 1.3 till 0.9 m i morän. I lera minskar tjäldjupet från 1.0 till 0.7 m.

3.4 Energilagring i lera, påverkan av lerans geotekniska egenskaper

Kent Adolfsson, Hagconsult

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

Energilagring i lera

Påverkan av lerans geotekniska egenskaper.

Kent Adolfsson, Hagconsult, Göteborg

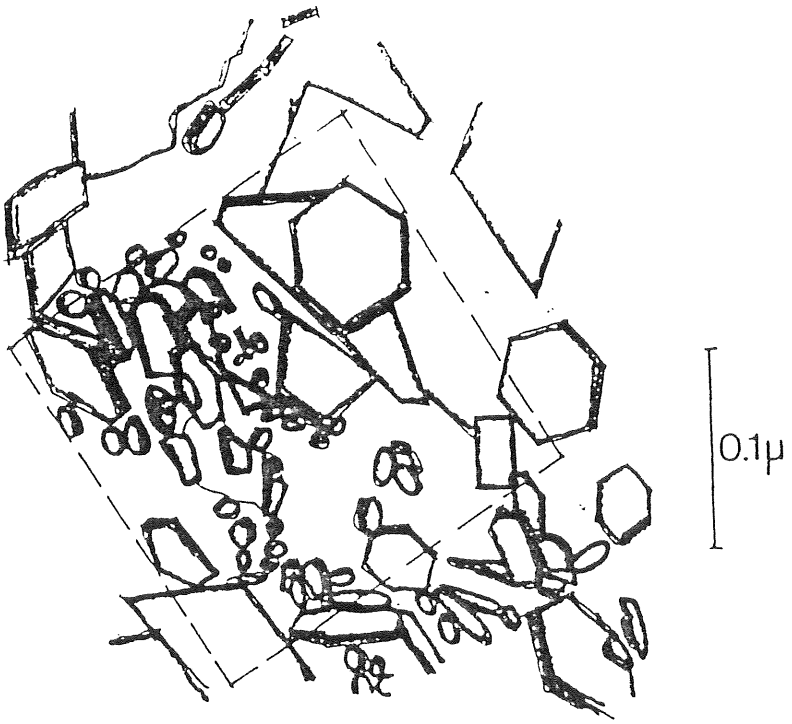
Det kan synas underligt att man blandar in förändringar av tekniska egenskaper i miljösammanhang. Det har dock visat sig att temperaturförändringar av en lera under vissa förhållanden kan påverka denna så att problem kan uppstå.

Det är sedan lång tid känt att i huvudsak fyra fenomen uppträder vid temperaturförändring hos en lera:

- Termisk volymförändring av mineral- och porvatten.
- Förändring av porvattnets viskositet.
- Förändring av lerans konsolideringsegenskaper.
- Förändring av lerans hållfasthet.

Några geotekniska begrepp och definitioner.

De problem som kommer att behandlas, rör i huvudsak sättningar varför en del begrepp i samband med detta bör förklaras.



FIGUR 1. Kornskelett i finkornig lera (Göta älvdalen, Lilla Edet)

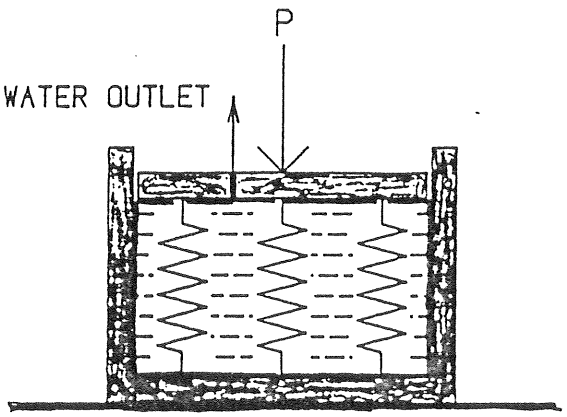
Lera består av en blandning av mineral och vatten. Lerorna innehåller i allmänhet mycket vatten, på Västkusten kan en postglacial saltvattensedimenterad lera innehålla ca 700 liter vatten per kubikmeter lera (figur 1).

Som framgår av figur bildar mineralet långa kedjor av "fling"-liknande partiklar. Mellan "flingorna" förekommer porvattnet. Kornskelettet är som synes en mycket bräcklig konstruktion som under årtusendena varit ostört, med undantag av en långsam konsolidering orsakad av landhöjningen.

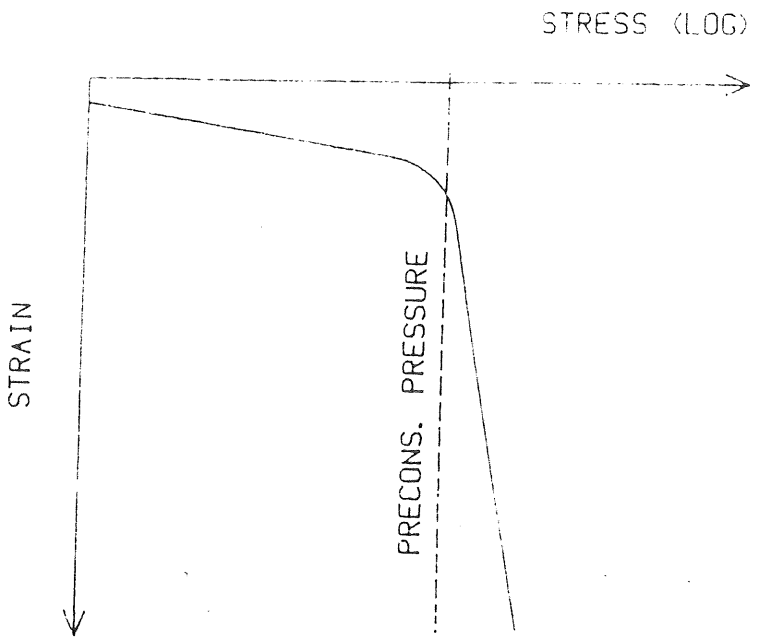
Den klassiska modellen för att beskriva en lera som utsätts för belastningsförändringar framgår av figur 2. En cylinder med en rörlig kolv innehåller ett antal fjädrar och vatten. I kolven finns ett litet hål genom vilket vattnet kan avgå. Vid belastning av kolven pressas vattnet, som representerar porvattnet, långsamt ut ur cylindern.

Hålet i kolven motsvarar de porer i leran genom vilken porvattnet pressas ut. Efterhand övertas mer och mer av belastningen av fjädrarna, som motsvarar kornskelettet, för att när dessa upptar hela belastningen har konsolideringen avslutats och vattenflödet avstannat. Belastningen har helt överförts på fjädrarna (kornskelettet) och dessa har fått en högre belastning.

Varje lera har i naturligt tillstånd konsoliderats för en viss last, det s k förkonsolideringstrycket.

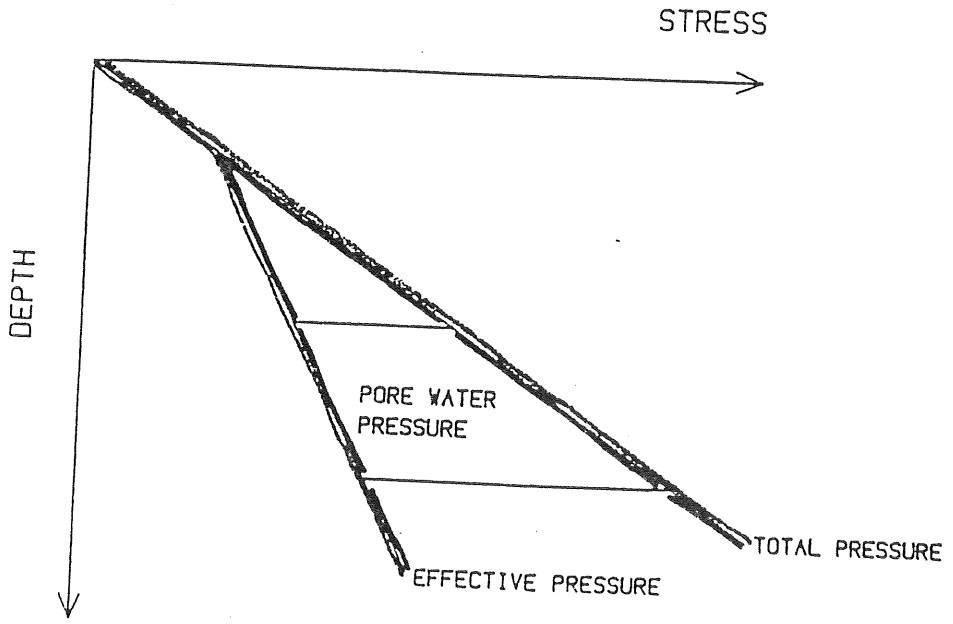


FIGUR 2. Reologisk konsolideringsmodell



FIGUR 3. Kompressionsförsök

Om man utsätter ett lerprov för ett enaxligt tryck med förhindrad sidoutvidgning får man en relation mellan tryck och deformation enligt figur 3.

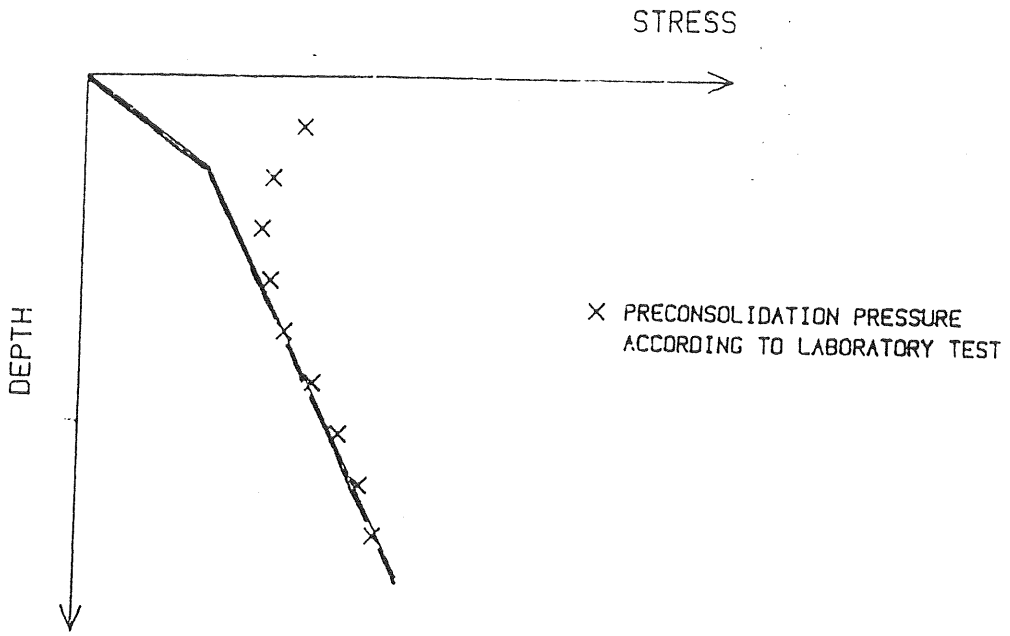


FIGUR 4. Totaltryck, porvattentryck och effektivtryck

För lastförändringar under förkonsolideringstrycket (precons. pressure) är som synes deformationerna små, medan de vid laster större än förkonsolideringstrycket ökar dramatiskt.

För att ta reda på vilka tryck som råder i marken har man infört begreppet effektivtryck (figur 4).

Leran genererar genom sin tyngd ett visst tryck som ökar med djupet. Emellertid förekommer vatten i leran som i enlighet med Arkimedes princip avlastar leran. Effekivtrycket är således totaltrycket minskat med porvattnets tryck.

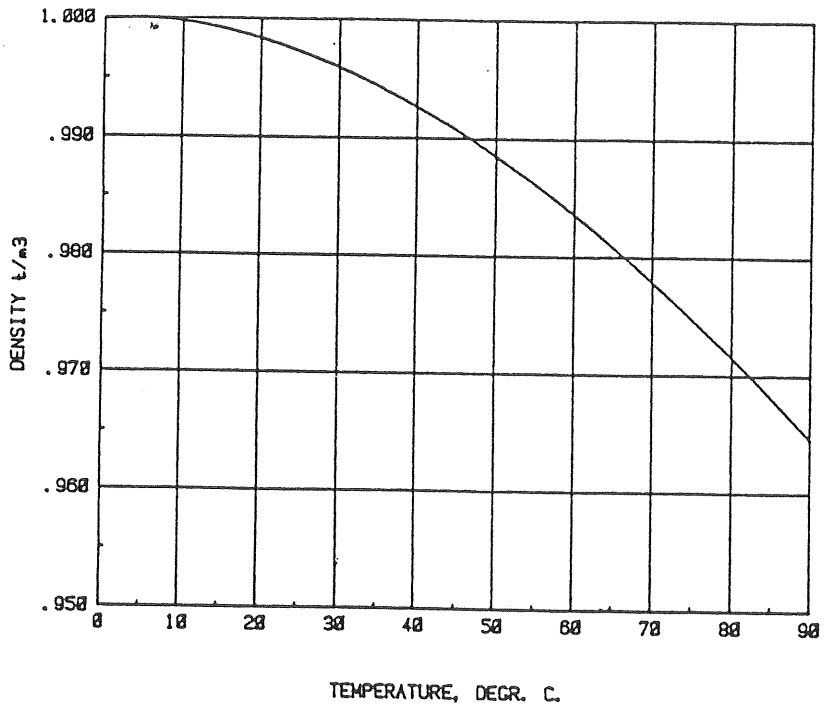


FIGUR 5. Konsolideringsgrad

Om man utför laboratorieförsök för att klarlägga förkonsolideringstrycket får man ofta resultat enligt figur 5. Av denna kan man sluta sig till att i de övre lagren är leran överkonsoliderad och en belastningsökning innebär inga större deformationer. På större djup är dock leran normalkonsoliderad d v s effektivtryck och förkonsolideringstryck har samma värde. I dessa regioner innebär alltså en belastningsökning att ett konsolideringsförlopp påbörjas som kan leda till stora sättningar.

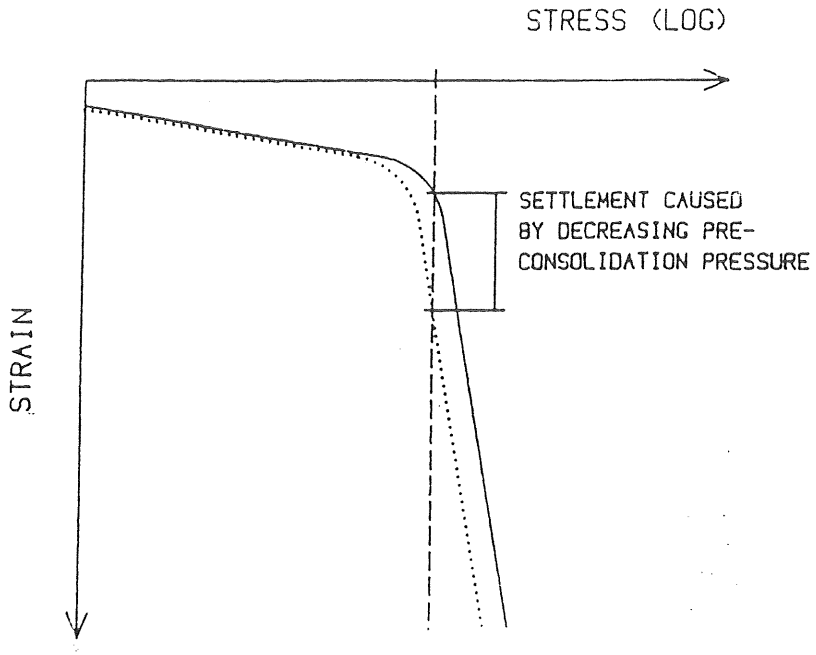
Förlopp vid temperaturförändring av en lera.

En höjning av temperaturen innebär en termisk volymökning av såväl porvatten som mineral. Som tidigare redovisats är mineralmängden ganska liten, och utvidgas dessutom mindre än porvattnet, varför den huvudsakliga volymförändringen härstammar från porvattnet. Vattnets densitet förändras med temperaturen enligt figur 6. Eftersom densiteten är inverterade värdet av volymen framgår att volymökningshastigheten stiger med ökande temperatur. Volymökningen av vattnet ger upphov till en vattenström. Genom att lerans vattengenomsläpplighet är mycket lågt, kommer en tryckökning att äga rum i porerna. Vattnet är vid dessa tryck praktiskt taget inkompressibelt, varför det blir kornskelettet som får ta upp expansionskrafterna. Sannolikt kommer då en del av adhesionskrafterna mellan mineralflingorna i kornskelettet att brytas ned med förändring av lerans deformations- och hållfasthetsegenskaper som följd. Bland annat har observerats en sänkning av förkonsolideringstrycket med sättningar som följd utan att någon synbar last påförts leran. Figur 7.



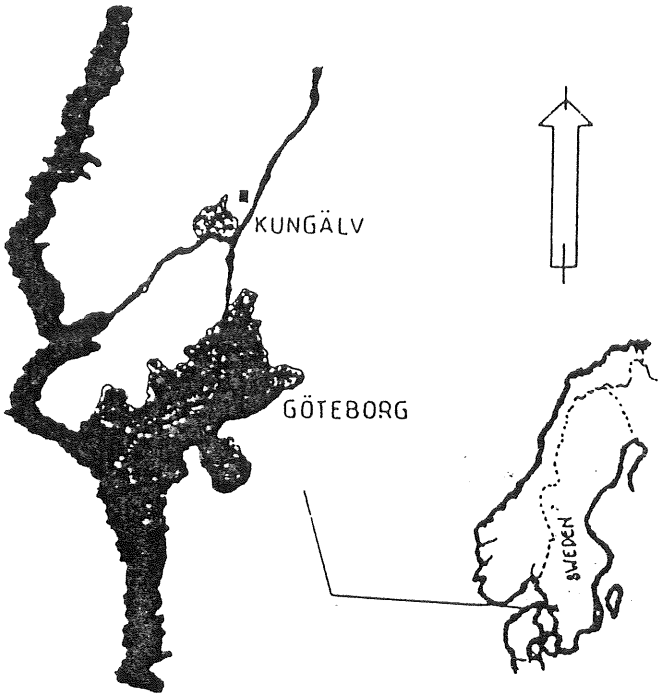
FIGUR 6. Temperatur/densitet för rent vatten

Vid avkylning av leran uppstår på analogt sätt en minskning av volymen, med ett porundertryck som följd, vilket kan leda till sättningar.



FIGUR 7. Sättningar vid sänkning av förkonsolideringstrycket.

Vid frysning av vattenmättad lera är effekten på kornskelettet stor eftersom frysningen resulterar i en snabb volymförändring vid isbildningen. Kornskelettet demoleras helt och vid upptiningen av leran är hållfastheten helt förlorad. På grund av detta kan man i djupjordsystem endast tänka sig en mycket begränsad frysning av ett värmelager.



FIGUR 8. Provfält, Kungälv

För närvarande pågår ett fältförsök i Kungälv som finansieras av BFR. Forskningens ändamål är att klarlägga de här berörda effekterna samt att eventuellt kunna eliminera dem (figur 8).

3.5 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet grundvattenvärme - värmelagring

Inlägg presenterade vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

3.5 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet grundvattenvärme - värmelagring

Gunnar Gustafson

Köldbärarvätskor kan innebära risk för skador, dels beroende på en liten specifik yta i berggrundens spricksystem jämfört med jord, dels beroende på att det normalt råder syrefattiga förhållanden i grundvattnet.

Bo Olofsson

Om en eventuell skada upptäcks snabbt finns goda möjligheter till sanering genom uttag av grundvatten från brunnen.

Stig Hård

De resultat som hittills har framkommit från de termiska beräkningarna indikerar således att relativt begränsade effekter kan förväntas.

Bengt Eftring

Den termiska påverkan för värmelager är jämförbar med effekterna från hus.

Gunnar Gustafson

Deltagarna i detta seminarium bör kunna specificera vilka effekter som kan vara godtagbara.

Sven Jensén

Jag tycker det brister i den långsiktiga uppföljningen av många miljöpåverkande anläggningar.

??

Skadorna vid själva anläggandet är ofta mycket större jämfört med t.ex. de termiska effekterna av ett naturvärmesystem.

Lagren anläggs ofta inom urbana områden varför miljöpåverkan bör kunna anses vara begränsad.

Sven-Erik Lundin

Effekterna av naturvärmesystem bör storskaligt ställas i relation till övriga uppvärmingssystem, t.ex. olja, kol och t.o.m. kärnkraft.

Helene Lundkvist

Frågan är hur stora ytor som i framtiden kan tänkas utnyttjas för naturvärmesystem. Jag tycker det är önskvärt med en storskalig jämförelse mellan olika alternativ samt några politiska riktlinjer för vilken toleransnivå man skulle kunna acceptera med avseende på miljöeffekter av naturvärmesystem.

4. LUFTVÄRME

4.1 Effekter av luftvärme

Sven Lindqvist, BERGAB

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

Sven Lindqvist

BERGAB Klimatundersökningar

EFFEKTER AV LUFTVÄRMEPUMPAR

Under sommaren 1983 har BFR:s miljögrupp, som behandlar miljökonsekvenser av värmeutvinning och värmelagring i mark och vatten, tagit initiativ till att även effekter av värmeutvinning av luft integreras i arbetet. I detta sammanhang har vi knutits till gruppen, och företrädare för SMHI och SIB (buller) till referensgruppen. Vid tidpunkten för seminariet har en förstudie påbörjat där följande punkter ingår

probleminventering
genomgång av kunskapsläge
formulera forskningsbehov

Det har bedömts vara ändamålsenligt att dela upp värmepumparna i tre storleksklasser, för

villor
mindre panncentraler
större blockcentraler

Värmeanläggningar i de flesta småhus är så konstruerade att de kan kompletteras eller ersättas med luftvärmepumpar. Konstruktionen kan variera men för de flesta gäller att uteluften sugs förbi förångarbatterier med hjälp av en fläkt. Eftersom effekten avtar med sjunkande utomhustemperatur, ges ofta tillsatsvärme vid viss lufttemperatur från befintlig olje- eller elanläggning. Vissa system arbetar med luftkonvektorer.

Erfarenheter finns från att ersätta olja vid befintliga panncentraler med luft - vattenvärmepumpar. Det gäller centraler som försörjer 20-150 lägenheter. Effekterna väljes så att uppvärmningen ner till ca $0^{o}C$ sker med endast värmepump, mellan exempelvis 0 och $-7^{o}C$ arbetar värmepumpen tillsammans med oljepannan och därefter stängs värmepumpen av och oljepannan arbetar ensam.

Vid tiden för seminariet finns inga större anläggningar (ca 1 MW och mer) i drift, men flera är under byggnad och tas successivt i drift under 1983 och 1984. Den första anläggningen ligger i Fagersjö söder om Stockholm.

Tabell 1 ger exempel på medelstora och stora system som är i drift eller projekteras.

Tabell 1. Exempel på medelstora och stora luftvärmepumpar. De flesta medelstora är i drift, medan de stora är under byggnad eller projekteras.

Medelstora system		
Näsby Park	140 kW	
Linköping	300 kW	86 läg
Guldheden, Göteborg	vindkonv	20 läg
Söderköping		69 läg
Skellefteå	160+90 kW	servicehus
Stora system		
Fagersjö	2 MW	817 läg
Varberg	850 kW	
Hällebybrunn	2,5 MW	720 läg
Kungälv	3 MW	

Även om luftvärmepumpar i sig är förhållandevis miljövänliga uppvärmningssystem finns det anledning att diskutera de negativa effekter som kan uppkomma och i så stor omfattning som möjligt söka åtgärda dessa. Direkta undersökningar finns endast i liten omfattning och de stora systemen är ännu ej i drift, varför det är mycket osäkert vilka effekter som uppkommer.

Det är stora luftmängder som kyls ner vid passage av förångarna, i de största systemen 1 milj m^3/tim. Ur lokalklimatsynpunkt kan därför vissa temperaturförändringar befaras. SMHI har vid teoretiska beräkningar för en stor värmepump kommit fram till att en temperatursänkning av 1-1,5°C skulle kunna förekomma på avstånd upp till 100 meter från värmepumpen vid en plan yta. Vid en medelstor värmepump har de ej kunnat konstatera någon temperatursänkning. Erfarenheter från Tyskland pekar på märkbart lägre temperaturer i stråk kring en medelstor värmepump och att inga mätbara temperatursänkningar kan uppmätas 15 meter från en villapump. Vid stabil luftskiktning kan luftomblandning tänkas leda till ökad lufttemperatur nära marken.

Vid mer omväxlande topografi uppkommer vid naturliga förhållanden kalluftssjöar och kalluftsflöden. Tillskott av kalluft kan förstärka dessa. I mer markerade dalstråk kan den utblåsta kalluften då ej lämna dalgången och risken för recirkulation ökar.

Lokala temperatursänkningar ger ökad risk för dimma, frost och halka. Vi har utefter en motorväg studerat yttemperatur, lufttemperatur och luftfuktighet vid en planerad större värmepump för att senare kunna konstatera om några förändringar har skett.

Speciellt då luftvärmepumpen samköres med oljepanna under kalla perioder med stabil skiktning finns det risk för nedblandning av rökutsläppen. Luftföroreningssituationen i området kan då försämras. Detta kan även gälla andra närbelägna föroreningskällor. Kalluftsplymens egenskaper är därvid avgörande. Dessa kan även påverka vindförhållandena så att exempelvis högre vindhastigheter än normalt för vädersituationen uppträder i markplanet.

Buller från fläktar utgör ett observerat problem även vid villavärmepumpar och medelstora system. Det är svårt att klara av normerna, eftersom pumparna placeras i omedelbar närhet av hus eller husgrupper. Det har även påpekats att lågfrekvent fläktbuller kan upplevas störande och att db (A)-skalan ger ett missvisande lågt värde för denna typ av buller. Bullerproblem anses möjliga att bemästra, det är en teknisk - ekonomisk fråga.

Det har påpekats för oss från flera håll att de stora freonmängder som hanteras kan utgöra ett problem. Systemen ger stora läckmöjligheter, vilket är speciellt tydligt för luftvärmepumpar, då freonet pumpas runt i de stora förångarbatterierna.

Bland de som projekterar stora och medelstora luftvärmepumpar varierar uppfattningen om hur stora miljöproblem som kan tänkas uppkomma. Vad gäller lokalklimatpåverkan anser de flesta att effekterna blir små eller försumbara. Däremot vet man av erfarenhet från små och medelstora system att buller kan vara ett problem och för större anläggningar finns en påtaglig oro att bullerkraven ej kommer att uppfyllas.

Det finns endast begränsade erfarenheter från andra länder att ta del av och de berör endast små och medelstora system.

De kontrollprogram som utarbetats för de större anläggningarna kommer att innefatta relativt omfattande bullermätningar. Lokalklimatstudier förekommer inte, undantaget vissa punktvisa temperaturobservationer i något fall. Det är angeläget att snabbt göra uppföljning av miljöeffekter när de större systemen kommer i drift. Det kan också vara angeläget att utveckla modeller för kalluftspridning och eventuella freonläckage. Speciell hänsyn bör tas till inverkan av topografi och befintlig bebyggelse. Vid lokalisering av nya större system bör hänsyn tagas till miljöeffekter.

4.2 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet luftvärme

Inlägg presenterade vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

4.2 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet luftvärme

Sven Jensén

Kalluftstråk medför en stor risk för att vissa insekter kan slås ut, vilket kan få förödande effekter.

Bernt Bäckström

Stora anläggningar kostar ca 5.000 kronor per kW, vilket innebär att det inte finns ekonomiska förutsättningar för åtgärder som t.ex. effektivare spridning av den nedkylda luften.

Wilhelm Dietrichson

Hur mycket feon är det i stora anläggningar?

Bernt Bäckström

Ca ett ton per MW.

Sven Lindqvist

Det är svårt att utföra modellstudier för luftvärmeanläggningar.

Helene Lundkvist

Vilken bullernivå tolereras?

Bernt Bäckström

Nattetid är det 35 dDA utanför fönster i bostadsområden. Buller från större luftvärmepumpar är dock lågfrekvent vilket innebär att jämförelser med gällande normer kan bli missvisande.

Ofta är bullerproblem ett tekniskt ekonomiskt problem.

5. KÖLDBÄRARVÄTSKOR

5.1 Köldbärarvätskors nedbrytning och uppträdande i mark

Lennart Torstensson, Institutionen för mikrobiologi,
Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

KÖLDBÄRARVÄTSKORS NEDBRYTNING OCH UPPTRÄDANDE I MARK

Lennart Torstensson
Institutionen för mikrobiologi
Sveriges Lantbruksuniversitet
750 07 Uppsala

De vanligast förekommande köldbärarvätskorna i ytjordvärmeanläggningar består till största delen av en blandning av vatten och någon av följande fryspunktnedsättande kemikalier (Liljelund, 1982a):

1. Kalciumklorid ($CaCl_2$)
2. Glykoler
   a. (Mono) etylenglykol $(CH_2OH)_2$
   b. Propylenglykol (CH_3CHOCH_2OH)
3. Alkoholer
   a. Metylalkohol (metanol, CH_3OH)
   b. Etylalkohol (etanol, C_2H_5OH)

I det följande sammanställes våra nuvarande kunskaper om ovan nämnda glykolers och alkoholers nedbrytning och uppträdande i mark. Först redovisas resultatet av en litteraturgenomgång. Därefter redogöres för en dansk undersökning inom området. Till sist diskuteras några faktorer som inverkar på köldbärarvätskors nedbrytning och uppträdande i mark.

LITTERATURGENOMGÅNG

Köldbärarvätskors nedbrytning

Etylenglykol

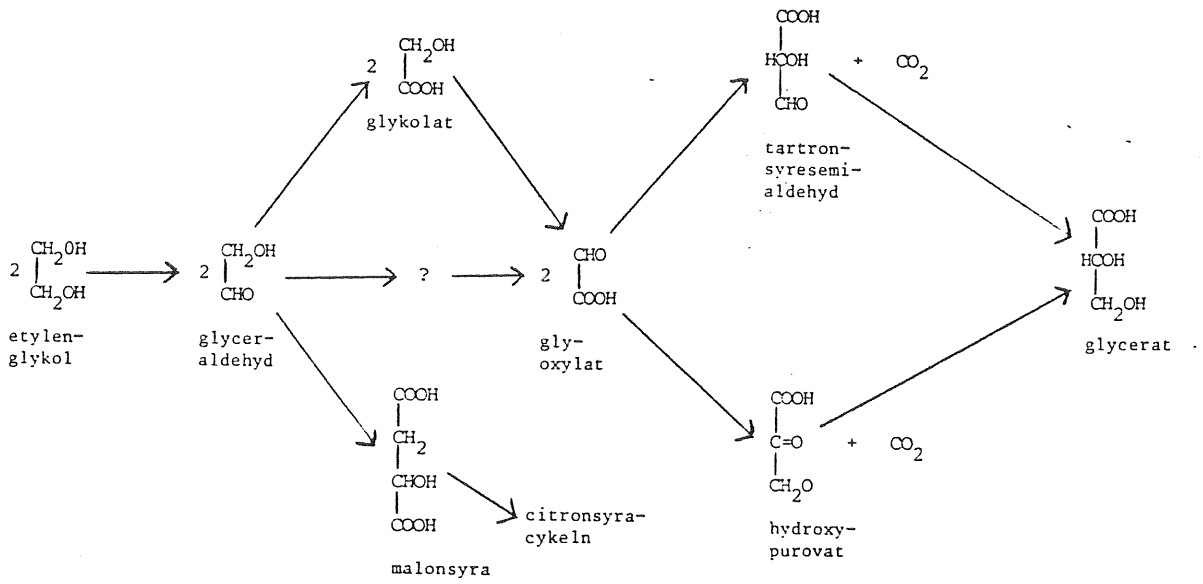
Snabb biologisk nedbrytning av etylenglykol har tidigt visats med hjälp av BOD-test (Biochemical Oxygen Demand) (Cox, 1978). Nedbrytningshastigheten är som väntat kraftigt temperaturberoende. Vid +20°C är nedbrytningen efter 20 dygn mätt som BOD_{20} 75 %, medan den vid +6°C är obetydlig (Liljelund, 1982b). I senare fallet användes etylenglykolbaserad köldbärarvätska i försöket, varför tillsatserna i denna också kan ha medverkat till den låga nedbrytningshastigheten.

Nedbrytning av etylenglykol har studerats i olika slags vatten i doserna 2 och 10 mg/l av Evans & David (1974). De använde sig därvid av en direkt analysmetod utarbetad av Evans & Dennis (1973). De fann att nedbrytningen styrdes av vattnets mikrobiella status samt temperaturen. Ju mera förorenat vattnet var desto snabbare bröts etylenglykolen ned. Vid +20°C bröts den ned inom 3 dygn vid båda koncentrationerna i alla testade vatten. Vid +8°C tog nedbrytningen 14 dygn. Om temperaturen var endast +4°C var nedbrytningshastigheten för båda koncentrationerna mycket låg. I vatten med hög föroreningsgrad var ca hälften av den låga dosen nedbruten efter 14 dygn, medan av den höga dosen endast några få procent hade brutits ned efter denna tid.

Mikrobiell nedbrytning av etylenglykol i renkulturer av olika mikroorganismer har studerats av Peel & Quayle (1961), Fincher & Payne (1962), De Ley & Kersters (1964), Gabinska-Łoniewska (1974), Haines & Alexander (1975), Jones & Watson (1976), Watson & Jones

(1977), Kawai et al. (1977) och Kunicka-Goldfinger & Włostowski 1980). Använda mikroorganismer har i regel isolerats från avloppsslam av olika slag. Undersökningarna visar att en rad olika bakterier, t ex Corynebacterium sp., Pseudomonas sp., Achromobacter sp., Flavobacterium sp., Mycobacterium sp., Acetobacter sp. och Akaligenes faecalis är aktiva vid nedbrytning av etylenglykol.

Att mikroorganismer har varit aktiva vid nedbrytning av etylenglykol är enligt Cox (1978) en kunskap som härrör redan från 1880-talet. Man visste då att ättiksyrabakterier kunde oxidera substansen till glykolsyra. Även en jästart, Hansenula miso, gav samma oxidationsprodukt, dock utan att visa tillväxt på etylenglykolen. Cox (1978) har sammanfattat andra funna nedbrytningsvägar enligt schemat i fig 1.



Figur 1. Alternativa nedbrytningsvägar för etylenglykol (Cox, 1978).

Den övre vägen i figuren som innefattar kondensering av två molekyler till en trekolförening, tartronsyresemialdehyd), plus CO_2 har påvisats i Pseudomonas spp. Samma organismer utnyttjar även en väg via acetyl CoA. En annan organism, Acinetobacter sp., metaboliserade också etylenglykol till en trekolförening plus CO_2. I detta fall var det emellertid fråga om hydroxypurovat.

Studier av etylenglykols nedbrytning i jord har inte återfunnits i litteraturen. Inte heller studier av nedbrytning där syre varit begränsande faktor.

Propylenglykol

Endast ett fåtal undersökningar av propylenglykols nedbrytning har påträffats i litteraturen. Fincher & Payne (1962) fann att jordbakterier kunde växa på substansen som enda kolkälla. Kaplan et al. (1982) studerade både aerob och anaerob nedbrytning av propylenglykol. Studierna genomfördes i saltmedium ympat med aktivt slam. Inkuberingarna gjordes vid höga temperaturer, för aerob nedbrytning vid +37°C. Vid en initial koncentration av 100 ppm gick nedbrytning snabbt, 2 - 4 dygn, både aerobt och anaerobt

om glykos eller buljong tillsattes. Om propylenglykol utgjorde enda kolkälla var den även då nedbruten före 4 dygn vid aeroba förhållanden och före 9 dygn vid anaeroba förhållanden.

Liljelund (1982b) har studerat propylenglykolbaserad köldbärarvätskas nedbrytbarhet vid +6°C. Nedbrytningshastigheten var låg. Vid koncentrationer av 5 % och 2 % propylenglykol startade nedbrytningen efter 11 respektive 4 dygn. Efter 34 dygn hade endast ca 7 % nedbrutits i båda fallen.

I ett nyligen inträffat fall av misstänkt läckage av propylenglykol från en jordvärmeanläggning har Statens Lantbrukskemiska laboratorium gjort undersökningar som kan tyda på att substansen huvudsakigen har brutits ned innan eller åtminstone relativt snart efter att den rört sig fram till ett antal borrade brunnar (Bergknut, 1983). Undersökningarna kan också tolkas så att nedbrytningsprodukter av etylenglykol kan kvardröja längre i brunnarna än den ursprungliga substansen. Vilka nedbrytningsprodukter det skulle kunna röra sig om har inte undersökts. Liknande undersökningar har heller inte återfunnits i litteraturen.

Studier av propylenglykols nedbrytning i jord under förhållanden likartade dem som kan förväntas råda vid ett läckage från en ytjordvärmeanläggning har inte påträffats i litteraturen.

Metylalkohol (metanol)

Metanol kan bildas naturligt i marken, exempelvis vid nedbrytning av pektin ingående i hemicellulosa. Nedbrytning av metanol, liksom andra kolväten med endast en kolatom, ombesörjes i marken generellt sett av ett färre antal arter mikroorganismer än många andra kolväten.

Mikrobiell nedbrytning av metanol sker bl a med hjälp av metanoxiderande bakterier (Dworkin & Foster, 1956; Coty, 1969; Patel & Hoare, 1971). Grabinska-Łoniewska (1974) har ur aktivt slam isolerat metanolnedbrytande bakterier. Pseudomonas spp. var de vanligaste men även Xanthomonas sp., Achromobacter sp., Flavobacterium sp. och Mycobacterium sp. fanns representerade. Även vissa jästsvampar kan bryta ned metanol.

Nedbrytningen kräver för de flesta arter aeroba förhållanden men kan också ske anaerobt med hjälp av bl a purpur och metanogena bakterier. I höga koncentrationer verkar dock metanol toxiskt på metylotroferna.

Nedbrytningen följer schemat:

CH_3OH ----> HCHO ----> HCOOH ----> CO_2

metanol formaldehyd myrsyra

Fondelius (1982) har genomfört ett antal undersöknigar av metanols nedbrytning i jord. Försöken genomfördes på laboratoriet under aeroba förhållanden och med varierande temperaturer och fuktigheter vid inkuberingen av jordarna. Resultaten framgår av Tabell 1, och visar att även i ytjord under aeroba förhållanden har nedbrytnigen av metanol relativt liten del i substansens försvinnande från jorden.

Tabell 1. Total avgång av metanol respektive etanol från laboratorieförsök under aeroba förhållanden med olika jordar, samt den procentuella delen av detta som utgjorde nedbrytning under en period av 2 veckor. Resterande mängd bortgick genom avdunstning (Fondelius, 1982).

Jord	Temp (°C)	Vatten-halt (% av WHC)	Metanol		Etanol	
			Total avgång (%)	Nedbrytning (% av försvunnet)	Total avgång (%)	Nedbrytning (% av försvunnet)
1	20	100	54	16	51	9
1	20	60	78	11	73	4
1	20	5	>96	2	>98	0
1	10	60	59	12	49	2
1	5	60	58	7	47	0
2	20	60	93	19	91	20
3	20	60	86	14	84	17
4	20	60	90	12	89	16

Etylalkohol (etanol)

Etanol kan bildas naturligt i marken, främst av jästsvampar och svampar tillhörande ordningen Mucorales. För nedbrytning av etanol i marken svarar både svampar och bakterier. Bland bakterierna återfinns bl a Pseudomonas sp. och Hyphomicrobium sp., vilka har möjlighet att utnyttja etanol som kol- och/eller energikälla. Ättiksyrabakterier oxiderar etanol via acetaldehyd till ättiksyra. Etanol i högre koncentrationer är toxiskt för mikroorganismer. I 70 %-ig lösning har den optimal avdödande verkan.

I myrmark under anaeroba förhållanden har visats att etanol kan omvandlas till metan (Svensson, 1973). Svensson (1983) har också diskuterat hur omvandlingen går till. Flera olika organismer samverkar. Etanolen oxideras först till ättiksyra. Denna omvandlas i sin tur av metanbakterier till metan vilka också oxiderar det väte som bildas vid oxidationen av etanol och som snabbt skulle inhibera denna process om det inte togs omhand. Liljelund (1982) har studerat cellulosaspritbaserad köldbärarvätskas nedbrytbarhet vid +6°C. Vid en koncentration av 5 % startade nedbrytningen efter 20 dygn. Efter 34 dygn hade endast 4 % av tillsatt mängd brutits ned. Vid en koncentration av 10 % kunde ingen nedbrytning påvisas inom 34 dygn.

Fondelius (1982) har även studerat etanols nedbrytning i jord. Resultaten återfinnes i Tabell 1. Liksom i hans försök med metanol kan även här konstateras att nedbrytningen av etanol från en ytjord under aeroba förhållanden spelar en relativt liten roll för substansens försvinnande från jord.

Köldbärarvätskors inverkan på biologisk aktivitet i marken

Rent allmänt kan sägas att den biologiska aktiviteten i marken avtar vid ett värmeuttag (Troedsson, 1982). Förändringarna kan vara stora. Exempelvis minskar daggmaskpopulationen, främst de stora djuplevande arterna. Nedbrytningen av organisk substans och därigenom omsättningen av näringsämnen går långsammare. Genom att daggmaskarna försvinner, minskar även möjligheterna för genomluftning av djupare jordlager via maskgångarna. På sikt försämras

alltså möjligheterna för mikrobiell nedbrytning av eventuella läckage av köldbärarvätskor.

Liljelund (1982a, b) har sammanställt toxicitetsdata för köldbärarvätskor gentemot vissa mikroorganismer samt gjort egna undersökningar av toxisk inverkan på markbiologiska processer. Toxicitetstesterna visade att 2 och 5 % av propylenglykolbaserad, 5 och 10 % av etylenglykolbaserad samt 5 och 10 % av cellulosaspritbaserad köldbärarvätska var toxisk för den mikrobiella aktiviteten. Tillsatskemikalierna kan här tänkas ha betydelse för den toxiska effekten. I lägre koncentrationer, 1 %, kunde en stimulering av den mikrobiella aktiviteten visas.

I koncentrationen 1 % av ovan nämnda köldbärarvätskor påverkade de den mikrobiella kvävetransformeringen. Propylenglykol- och cellulosaspritbaserade köldbärarvätskor hämmade ammonifikationen medan etylenglykolbaserad köldbärarvätska hämmade nitrifikationen (Liljelund, 1982b).

Fondelius (1982) har studerat metanols och etanols inverkan på celllulosanedbrytande mikroorganismer samt på nitrifikation i jord tagen från fältförsök som utsatts för 2,7 l/m^3 av respektive substans. Metanol hade en kraftig akut toxisk effekt på cellulosanedbrytande organismer. Efter 46 dygn var effekten emellertid inte längre påvisbar. Etanol tycktes ha en något stimulerande inverkan på cellulosanedbrytarna vilken kvarstod även efter 46 dygn. Fondelius (1982) iakttog även att vissa svampar, tillhörande Mucorales samt Penicillium sp., ökade i frekvens efter etanolbehandling.

Iakttagelser i samband med det tidigare omtalade misstänkta läckaget av propylenglykol (Bergknut, 1983) tyder på att vissa bakterier kan stimuleras.

DANSKA UNDERSÖKNINGAR AV KÖLDBÄRARVÄTSKOR

I danska miljöstyrelsens regi har genomförts ett projekt med titeln 'Kemikalier i jordvarmeanlag. Projektledare har varit cand. agro. Sven Sommer, Miljöstyrelsen, Vandressourcekontoret. Projektet har varit uppdelat i två delprojekt:

1. 'Mobilitet i jord af tilsaetningsstoffer til jordvaermevaeskser'. Undersökningarna har utförts av civ. ing. Hans Løkke, Laboratoriet for Økologi og Miljølaere, Danmarks tekniska Højskole, Lyngby. Adsorption och rörlighet i olika danska jordtyper under olika temperaturförhållanden har studerats för etylenglykol, etanol, metanol samt bensoat.

2. 'Undersøgelse af nedbrydning af frostsikringsvaesker og daeres tilsaetningsstoffer i underjord'. Undersökningarna har utförts av can. hort Arne Helweg, Statens Plantevaernscenter, Flakkebjerg. Nedbrytning i olika danska jordtyper vid olika koncentrationer, temperaturer och syrehalter har studerats för etylenglykol, etanol och metanol.

Sommer, Løkke och Helweg (1983) har sammanställt en rapport över undersökningarna. I det följande återges en sammanfattning av diskussionerna vid mina sammanträffanden med Løkke och Helweg samt av de i ovan nämnda rapport redovisade resultaten.

Material och metoder

Använda jordar togs ut på en meters djup. Tre olika jordtyper användes: 1. Sandjord, pH 5,4, glödgningsförlust 1,44 %; 2. Moränsand, pH 7,2, glödgningsförlust 0,65 %; 3. Lerjord, pH 8,2, glödgningsförlust 3,31 %.

Försöken har genomförts vid den vattenhalt proverna hade när de togs ut, vilket generellt kan antas ha varit lika med markens vattenhållande kapacitet. Man har räknat med en genomsnittstemperatur av ca +8°C på 1 meters djup och har därför i regel genomfört försöken vid temperaturer mallan +6 - 10°C. Kompletterande undersökningar vid +20 - 25°C har även gjorts.

I undersökningarna har man valt att studera koncentrationerna 1 och 1 000 ppm. Man motiverar valet med att man inte kan gå lägre utan att få analysproblem, men vill heller inte gå högre eftersom man då kan riskera mikrobiell hämning i nedbrytningsstudierna.

I studierna har använts ^{14}C-märkt etylenglykol, etanol, metanol samt bensoesyra. Tillsatser som kan inverka på substansernas nedbrytning har också studerats. Bensosat är ett tillsatsämne till köldbärarvätskor. Även tillsats av nitrat till jordarna har prövats. Nitrat kan i vissa fall ersätta syre i biologiska omsättningar. Det fungerar naturligtvis också som kvävekälla för de mikroorganismer som är aktiva vid nedbrytningen.

Undersökningen av substansernas adsorption till jord utfördes enligt OECD:s testprocedur nr 106 (1981). Substansernas rörlighet studerades i 20 cm höga (oförstörda) jordpelare med en area av 10 cm^2. Vid studier av anaerob nedbrytning gjordes inkuberingarna i stålrör som tillslöts med mässingsproppar. Var 7:e dag genomblåstes rören 1/2 - 1 tim med N_2 (5 - 10 ml/min). Aerob nedbrytning studerades i Erlenmyerkolvar.

Adsorption

Kemiska substansers adsorption till jord är normalt reversibel. Adsorptionen (ADS) kan beskrivas som en funktion av koncentrationen (C) i markvätskan med hjälp av Freundlichs adsorptionskonstanter i följande uttryck där K_F är jämviktskonstanten och n en exponent som beskriver avvikelsen från lineaeritet (n är ofta nära 1).

$$ADS = K_F \times c^n$$

Tabell 2 anger K_F och n-värden för de studerade substanserna i de undersökta jordarterna vid +6°C. Av tabellen framgår att samtliga K_F-värden är mycket låga, vilket innebär att substanserna endast i mycket ringa utsträckning binds till de studerade jordarna. Man förväntar sig att samma sak skall gälla för propylenglykol.

Tabell 2. Adsorptionsdata för köldbärarvätskor i en dansk undersökning (Sommer et al., 1983).

Substans	Sandjord (1)		Moränsand (2)		Lerjord (3)	
	K_F	n	K_F	n	K_F	n
Etylenglykol	0	-	0,08	0,92	0	-
Etanol	0,24	0,95	0	-	0,52	1,09
Metanol	0,20	1,03	0,30	1,02	0,29	1,09
Bensoesyra	0	-	0,23	0,95	0	-

Rörlighet

På grundval av de låga K_F-värdena i adsorptionsundersökningen av etylenglykol, etanol, metanol och bensoesyra kunde förutses att substanserna skulle visa stor rörlighet i de studerade jordarna. Vid transporten nedåt sprids och utspäds substanserna av nedträngande överskottsnederbörd med ungefär samma dispergeringskoefficient som kloridjoner. Om jordfysikaliska data är kända kan man därför med ganska god säkerhet förutsäga när en föroreningsfront av de undersökta köldbärarvätskorna kommer att passera ett visst jorddjup. Under perioder med ringa nederbörd domineras spridningen av diffusionsprocesser, vilket då medför spridning även i sidled. När ovannämnda köldbärarvätskor når ned till grundvattnet kommer de att blandas in i det översta vattenlagret och fortsätta att röra sig såsom detta.

Nedbrytning

När förhållandena för mikrobiell nedbrytning av etylenglykol, etanol, metanol och natriumbensoat är gynnsamma sker omsättningen av substanserna snabbt. I mulljord vid +25°C under aeroba förhållanden var samtliga substanser nedbrutna inom några få dagar. I en sandjord (1) med lågt innehåll av organiskt material gick nedbrytningen långsammare. Vid +25°C och aeroba förhållanden kunde man efter 28 dygn återfinna 60 % av tillsatt etylenglykol, 30 % av tillsatt Na-bensoat och mindre än 5 % av tillsatt etanol och metanol. Om temperaturen sänktes från +25°C till +10°C mer än fördubblades nedbrytningstiderna under aeroba förhållanden.

Under begränsad syretillgång och låg temperatur, +10°C, som ju är aktuella miljöförhållanden i djupare jordlager är nedbrytningen av de undersökta substanserna mycket långsam. Då ^{14}C-märkt etylenglykol, etanol, metanol och Na-bensoat (1000 mg/kg jord) inkuberades under dessa betingelser avgick endast mellan 1 och 9 % av tillsatt ^{14}C under 2 - 3 månader. Mellan 55 och 95 % av tillsatta substanser kunde efter 3 månader återfinnas i vattenextrakt från jordarna. Resultaten tyder på att halveringstider på åtminstone 3 - 4 månader är att förvänta. Tillgången på syre är den mest betydelsefulla begränsande faktorn för nedbrytningen.

Sterilisering av jorden före inkubering med etanol och metanol blockerade i det närmaste helt nedbrytningen. Detta visar mikroorganismernas stora betydelse för nedbrytning av substanserna även i jord från djupare jordlager. Sannolikt gäller samma sak för etylenglykol, propylenglykol och Na-bensoat.

I några fall varierade nedbrytningshastigheten något beroende på jordtyp. För etylenglykol gick nedbrytningen snabbast i lerjorden (3), medan den för Na-bensoat gick snabbast i moränsanden (2). För etanol och metanol fanns inga påtagliga skillnader mellan jordarna.

Etylenglykol, etanol och metanol bryts ned snabbare i koncentrationen 1 mg/kg jord än i koncentrationen 1 000 mg/kg jord. Den procentuella avgivningen av ^{14}C-aktivitet var 3 - 4 gånger högre vid den låga koncentrationen än vid den höga. Nedbrytningshastigheten var för Na-bensoat densamma vid båda koncentrationerna. Resultaten visar alltså att nedbrytningen av etylenglykol, etanol och metanol är koncentrationsberoende. Samtidigt är det inget som tyder på att 1 000 mg/kg jord av någon av de fyra studerade substanserna är så toxisk för mikroorganismer att nedbrytningen av den anledningen hämmas.

Vid tillsats av 100 ppm NO_3^--N till jorden nedbröts 1 000 ppm etanol snabbare vid +10°C under anaeroba förhållanden (tab. 3). Om nitrat har störst betydelse som kvävekälla eller som elektronacceptor framgår inte av resultaten.

Tabell 3. Nedbrytning av 1000 ppm etanol anaerobt vid +10°C med och utan nitrat (Sommer et al., 1983).

Jordtyp	Inkuberingstid (dygn)	Tillsats av nitrat	Avgivet ^{14}C (%)	Extraherad oomvandlad etanol (% av tillsatt)
Sandjord (1)	92	-	0,96	56,4
	92	100 ppm	4,67	15,2
Moränjord (2)	42	-	0,97	80,5
	42	100 ppm	6,4	30,9

Då etylenglykol användes som köldbärarvätska tillsättes 4 % Na-bensoat för att hindra mikrobiell tillväxt i rörsystemen. Det är därför av intresse att veta om tillsatsen hindrar nedbrytningen av etylenglykol i jord. Resultaten visar att Na-bensoat i den aktuella koncentrationen (4 %) inte hämmar nedbrytningen av 1 000 ppm etylenglykol i jord.

Sammanfattning

Resultaten av de danska undersökningarna visar att etylenglykol, etanol, metanol och Na-bensoat är mycket lättrörliga i jord. Samtidigt är nedbrytningen av substanserna i jord vid låga temperaturer (+10°C) och begränsad eller ingen syretillgång mycket långsam. Man drar därför slutsatsen att dessa substanser kan utgöra en risk för förorening av grundvatten.

Risken för grundvattenförorening kan förväntas vara speciellt stor om uppehållstiden i den jord där nedbrytningen kan ske blir kort. Exempelvis när:
a) utsläppet av köldbärarvätska är stort
b) jordens vattengenomsläpplighet är stor
c) grundvattenytan ligger nära utsläppet
d) nederbörden är riklig omedelbart efter utsläppet.

FAKTORER SOM PÅVERKAR NEDBRYTNING AV KÖLDBÄRARVÄTSKOR I MARKEN

Den kunskap vi i dag har om nedbrytning av etylenglykol, metanol och etanol i mark tyder på att mikrobiella reaktioner står för huvudparten av substansernas omsättning. De faktorer som då påverkar nedbrytningshastigheten av substanserna i mark är samma faktorer som styr den mikrobiella tillväxten. De viktigaste av dessa är markfuktighet, marktemperatur, näringstillgång, syretillgång, tillgängligheten av de substanser som skall omsättas samt närvaro av för mikroorganismerna toxiska substanser. Mot bakgrund av den tidigare redovisade litteraturgenomgången skall dessa faktorer något belysas i det följande.

Markfuktighet

Alla mikroorganismer måste ha tillgång till vatten för att visa livsfunktioner. På de djup i marken där läckage av köldbärar-

vätskor förväntas ske, torde vattenfaktorn inte vara begränsande. I vissa fall kan den möjligen tänkas vara så hög att den hindrar nedträngning av syre till de djupare jordlagren.

Marktemperatur

De markmikroorganismer som sannolikt har störst betydelse för nedbrytningen av köldbärarvätskorna har temperaturoptima som ligger i området +25 - 30°C. De visar emellertid aktivitet även vid lägre temperaturer, ofta så lågt ner som tills vattnet fryser, vilket kan ske vid temperaturer under 0°C. Aktiviteten vid låga temperaturer är emellertid ringa. De temperaturer som normalt förekommer på de djup där läckage sker blir därför begränsande på nedbrytningshastigheten, men denna avstannar dock inte helt av denna anledning om marken inte är frusen.

Näringstillgång

Förekomsten av mikroorganismer i en mark styrs naturligtvis av tillgången på näring. I de övre jordlagren i en skogsjord fann Holm och Jensen (1972) 27 miljoner bakterier/g jord medan de på 80 - 100 cm:s djup fann endast 0,2 - 1 miljon bakterier/g jord. I en podsol fann Richards (1974) 10 miljoner bakterier/g jord i de översta 3 - 8 cm men bara 10 000 bakterier/g jord på 65 - 75 cm djup. Antalet svampar tycks avta ännu snabbare mot djupet i en markprofil än vad bakterier gör (Lindgren & Jensen, 1973).

Anledningen till den snabba minskningen av antalet mikroorganismer mot djupet i en markprofil är naturligtvis att endast ringa mängder omsättbart material tillföres. Köldbärarvätskorna kan i sig utgöra kol- och energikälla men dessutom kan det behövas andra näringsämnen som exempelvis kväve och fosfor. På motsvarande sätt har Jamison et al. (1975) funnit att nedbrytningen av bensin i grundvattenmiljö begränsas av bl a tillgången på kväve och fosfor.

Man kunde tänka sig att nedbrytningshastigheten för köldbärarvätskor kunde ökas om tillförsel av tillräckliga näringsämnen görs. I de danska undersökningarna av etanols nedbrytning ökades nedbrytningshastigheten om nitrat tillsattes (Sommer et al., 1983). Om nitratet hade effekt som N-källa eller som elektronacceptor framgår inte av försöken.

Syretillgång

Tillgången på syre är sannolikt den mest begränsande faktorn för nedbrytning av köldbärarvätskor i djupare jordlager. Visserligen har man i något fall påvisat anaerob nedbrytning av propylenglykol (Koplan et al., 1980), men nedbrytningshastigheten är lägre för anaerob omsättning än för aerob. Syrediffusionen till djupare jordlager är beroende av de geologiska förhållandena, markens vattenhalt, temperaturen samt den biologiska aktiviteten i marken. Om värmeuttaget ur jorden leder till att daggmaskarna försvinner (Troedsson et al., 1982), försvinner också möjligheten till genomluftning av marken via maskkanalerna, vilket alltså på sikt försvårar nedbrytningen av en senare eventuellt utläckande köldbärarvätska.

I rapporten från den danska undersökningen (Sommer et al., 1983) föreslås att syretillförseln till djupare jordlager blir föremål för en särskild undersökning.

En annan aspekt på syrefrågan är att man från studier av pesticiders nedbrytning under aeroba och anaeroba förhållanden ibland kan visa att nedbrytningen går olika vägar resulterande i bildande av olika metaboliter. Vilka metaboliter som kan bildas vid nedbrytning av köldbärarvätskor under olika förhållanden i marken borde närmare undersökas. Aktualiteten av detta belyses inte minst av resultaten av de analyser SLL utfört i samband med det misstänkta läckaget av propylenglykol (Bergknut, 1983), där substansen som sådan inte kunde detekteras men indikationer erhölls på förekomsten av metaboliter.

Tillgängligheten av de substanser som skall omsättas

Vid nedbrytning av pesticider registreras ofta långa persistenstider på grund av att mindre mängder substans adsorberas så hårt till markens ler- eller humusfraktion att den är svårtillgänglig för mikrobiell nedbrytning. Sannolikt utgör köldbärarvätskorna härvidlag inget problem på grund av deras ringa adsorbtion i marken (Sommer et al., 1983). Emellertid finns ingen undersökning redovisad över hur propylenglykol förhåller sig i detta avseende.

Närvaro av för mikroorganismerna toxiska substanser

Köldbärarvätskorna kan i sig i högre koncentrationer vara toxiska för mikroorganismerna i marken, speciellt alkoholerna. Emellertid tycks de olika tillsatser som görs också kunna vara toxiska (Liljelund, 1982b). I den danska undersökningen påverkade emellertid inte tillsats av Na-bensoat nedbrytningen av etylenglykol (Sommer et al., 1983).

Kunskaperna inom detta område är begränsade. Det bör därför göras studier av dels hur tillsatsämnena påverkar nedbrytningen av själva köldbärarvätskan, och dels av hur tillsatserna omsätts och transporteras i marken. Likaså bör undersökas hur de påverkar annan biologisk aktivitet i marken än den som direkt har att göra med omsättningen av köldbärarvätskans olika komponenter.

Man bör också undersöka vilka markorganismer som stimuleras av måttliga-låga koncentrationer av köldbärarvätskor. I den mån vissa organismer kan utnyttja en köldbärarvätska som substrat för sin egen tillväxt kommer den att gynnas vilket kan tänkas leda till icke önskade konsekvenser. Exempelvis ökad bakteriell aktivitet i det av SLL undersökta misstänkta läckaget av propylenglykol (Bergknut, 1983).

LITTERATUR

Bergknut, K. 1983. Analyser av dricksvatten från enskilda borrade brunnar på fastigheterna Berga 1:7, (1:8, 1:11), 1:13, 1:14 och 1:15 i Vallentuna. SLL. Uppsala. (Stencil 2 pp).

Coty, V.F. 1969. A Critical Rewiew of the Utilization of Methane. Global Impacts of Appl. Microbiol., 2nd ed. Elmer L. Goden. Interscience Publ. no. 1:105.

Cox, D.P. 1978. The biodegradation of polyethylene glycols. Appl. Microbiol. 23, 173-194.

Dworkin, M. & Foster, J.W. 1956. Studies on Pseudomonas methanica (Söhngen) nov. comb. J. Bacteriol. 72, 646.

Evans, W.H. & Dennis, A. 1973. Spectrophotometric determination of low levels of mono-, di-, and triethylene glycols in surface waters. Analyst 98, 782-791.

Evans, W.H. & David, E.J. 1974, Biodegradation of mono-, di-, and triethylene glycols in river waters under controlled laboratory conditions. Water Res. 8, 97-100.

Fincher, E.L. & Payne, W.J. 1962. Bacterial utilization of ether glycols. Appl. Microbiol. 10, 542-547.

Fondelius, M. 1982. Mikrobiologiska undersökningar av bensin- och alkoholhaltiga bränslen. Rapp. till AB Drivmedelsteknik.

Grabińska-Łoniewska, A. 1974. Studies on the activated sludge bacteria participating in the biodegradation of methanol, formaldehyd and ethylene glycol. Part I. Isolation and identification. Acta Microbiol. Polonica B 6, 75-81.

Haines, J.R. & Alexander, M. 1975. Microbial degradation of polyethylene glycols. Appl. Microbiol. 29, 621-625.

Holm, E. & Jensen, V. 1972. Aerobic chemoorganotrophic bacteria of a Danish beech forest. OIKOS 23, 248-260.

Jamison, V.W., Raymond, R.L. & Hudson Jr., J.O. 1975. Biodegradation of high-octane gasoline in groundwater. Developments in Industrial Microbiology 16, 305-312.

Jones, N. & Watson. K. 1976. Ethylene glycol and polyethylene glycol catabolism by a sewage bacterium. Biochem. Soc. Trans. 4, 891-892.

Kaplan, D.L., Walsh, J.T. & Kaplan, A.M. 1982. Gas chromatographic analysis of glycols to determine biodegradation. Environ. Sci. Technol. 16, 723-725.

Kawai, F., Hanada, K., Tani. Y. & Ogata, K. 1977. Bacterial degradation of water-insoluble polymer (polypropylene glycol). J. Ferment. Technol. 55, 89-96.

Kunicka-Goldfinger, W. & Włostowski, T. 1980. Application of semi-continuous culture on membrane filters for the study of activated sludge bacteria. Acta Microbiol. Polonica 29, 407-412.

De Ley, I. & Kersters, K. 1964. Oxidation of aliphatic glycols by acetic acid bacteria. Bacteriol. Rev. 28, 164.

Liljelund, K. 1982a. Översikt av olika köldbärarvätskor för ytjordvärmesystem - sammansättning, egenskaper och användning. SNV, Forskningsavd. (Stencil 12 pp).

Liljelund, K. 1982b. Undersökning av toxicitet och nedbrytbarhet vid +6°C i vatten för tre olika köldbärarvätskor. SNV, Forskningsavd. (Stencil 31 pp).

Lindgren, H.B. & Jensen, V. 1973. Microbiological examinations of a forest soil profile. Kgl. Vetr.- og Landbohøjskole. Årsskrift, 147-159.

OECD. 1981. Guidelines for testing of chemicals. OECD Publications Office, Paris.

Patel, R.N. & Hoare, D.S. 1971. Physiological studies of methane oxidizing bacteria: Oxidation of C-1 compounds by Methylococcus capsulatus. J. Bact. 107, 187.

Peel, D. & Quayle, J.R. 1961. Isolation and characterization of Pseudomonas AM1. Biochem J. 81, 465.

Richards, B.N. 1974. Organic matter decomposition and energy flow. In 'Introduction to the Soil Ecosystem'. Longman Group Ltd., London p. 101.

Sommer, S., Løkke, H. & Helweg, A. 1983. Undersøgelse af miljømaessige konsekvenser ved udslip af frostsikringsmidler fra vaermeslanger til jordvarme. Miljøstyrelsen, Köpenhamn.

Svensson, B.H. 1973. Methane production in a subartic mire. In: M. Sonesson (ed.) Progress Rep. 1972. IBP. Swedish Tundra Biome Project Tech Rep. No. 14. 154-166.

Svensson, B.H. 1983. Carbon fluxes from acid peat of a subartic mire with emphasis on methane. Inst. f. mikrobiologi, SLU, Rapp. 20. Diss.

Troedsson, T. Jansson, P.-E., Lundkvist, H., Lundin, L. & Svensson, R. 1982. Ekologiska effekter av ytjordvärmeuttag. Byggforskningsrådet. Rapport R 51: 1982, 1-76.
Watson, G.K. & Jones, N. 1977. The biodegradation of polyethylene glycols by sewage bacteria. Water Res. II, 95-100.

5.2 Kommentarer och diskussion i anslutning till avsnittet köldbärarvätskor

Inlägg presenterade vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

5.2 Kommentarer och diskussion kring avsnittet köldbärarvätskor

??

Hur skall man få fram lämpliga korrosionsinhibitatorer? Initiativ efterlyses!

Wilhelm Dietrichson

Utveckling pågår för närvarande, bl.a. får SNV olika förslag till nya blandningar.

6. NÅGRA RÅD FRÅN NATURVÅRDSVERKET

6.1 Presentation av den kommande rapporten "Värmeutvinning ur mark, vatten och luft - några råd"

Wilhelm Dietrichson, Statens naturvårdsverk

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

STATENS NATURVÅRDSVERK
Forsknings- och utvecklingsavd.
Forskningssekretariatet
Wilhelm Dietrichson

1983-10-20

Naturvårdsverkets meddelanden "Värmeutvinning ur mark, vatten och luft. Miljövänlig om den görs rätt"

En stor efterfrågan på information om vad man bör tänka på för att undvika negativa miljökonsekvenser vid värmeutvinning ur mark, vatten och luft föreligger från framför allt landets miljö- och hälsoförvaltningar. Naturvårdsverket har därför sett det som angeläget att ge ut någon typ av preliminära rekommendationer. Avsikten är att senare, när pågående forskningsprojekt avslutats, återkomma med mer utförliga rekommendationer.

I det koncept till meddelande som nu föreligger behandlas de vanligaste teknikerna för värmeutvinning, nämligen, ytjordvärme, grundvattenvärme, bergvärme, ytvattenvärme, spillvattenvärme och luftvärme. För var och en av dessa ges kortfattade beskrivningar av själva tekniken och av vilka miljökonsekvenser den kan medföra. I ett särskilt kapitel redovisas aktuell lagstiftning som berör området. De lagar som därvid tas upp är hälsoskyddslagen, byggnadsstadgan, miljöskyddslagen, vattenlagen, lagen om hälso- och miljöfarliga varor samt naturvårdslagen.

Det sista kapitlet innefattar ett antal råd och rekommendationer om vad man bör tänka på för att undvika negativa miljökonsekvenser vid värmeutvinning. Av områden som därvid särskilt uppmärksammas kan nämnas användning av freon och köldbärarvätskor, buller, skydd av grundvatten och påverkan på ytvatten.

Rapporten kommer att publiceras i Naturvårdsverkets regi.

7. FÖRBEREDDA DEBATTINLÄGG

7.1 Omgivningspåverkan av ytjordvärmeanläggningar

Hans-George Wallentinus, Miljövårdscentrum, KTH

Föredrag presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

7.1 Omgivningspåverkan av ytjordvärmeanläggningar,

Hans-George Wallentinus, Miljövårdscentrum, KTH

För att belysa omgivningens påverkan av ytjordvärmeanläggningar har en enkät utsänts till ca 500 ägare av ytjordvärmeanläggningar. Av dessa har ca 250 returnerats och ca 100 har uppgett att de haft någon form av problem. Nedan redovisas en preliminär sammanställning av enkätsvaren.

Effekter på mark

Längre tjälningsperiod	13
Vågor i marken (på våren)	11
Marksättningar (rörgravar)	10
Marksprickor (lera)	4
Jorden bättre	2
Jorden torrare	2
Jorden vattensjuk (sättningar)	1

Effekter på växtlighet

Senare etablering av gräsmatta	15
Rotskador vid anläggande	13
Gräsmattan "randig" (1983)	8
Gräsmattan missfärgad (1983)	3
Senare blomning vårväxter	3
Gräsmattan grönare (1983)	2
Längre blomningstid	1

Apparatfel

Reläer, givare	13
Kompressor	6
Pump	5
Läckage i maskinrum	6
Ventilfel	4
Säkring	3
Kortslutning	2
Övrigt	2

Slangfel

Avgrävning	2
Slangbrott	3*

Utvärderingen skall fortsätta och även innefatta lantmäteritekniska aspekter.

*) varav 2 st förlagda i vattendrag.

8. DISKUSSION

Inlägg presenterade vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

8. DISKUSSION

Gunnar Gustafson

Under detta seminarium har miljöeffekter från ytjordvärmesystem, grundvattenvärmesystem, ytvattenvärmesystem, luftvärmesystem och värmelagring presenterats. I andra sammanhang har man konstaterat att ekonomin för dessa system i princip är jämförbar med konventionella uppvärmningssystem.

Som utgångspunkt för denna diskussion har jag illustrerat naturvärmesystemens omgivningspåverkan i form av en matris. Vissa rutor i denna har jag själv sökt värdera medan de övriga lämnats tomma. Diskussionen kanske kan ge underlag för att fylla i även dessa så jag lämnar nu ordet fritt för diskussion.

	Ytjordvärme	Grundvattenvärme	Sjövärme	Luftvärme
Inverkan	Fys-kem-biol			
Influensradie absolut	Liten	Ganska liten	Ganska stor	Stor
Inverkan relativt				

Torgny Widerholm

Jag tror det bör vara en mer detaljerad uppdelning än vad som indikeras i matrisen.

Torbjörn Svensson

Bör inte omgivningspåverkan ställas i relation till naturvärmesystemens storlek och värmekällans potential?

Stig Andersson

Politiska avvägningar måste göras innan matrisen kan fyllas i.

Ingemar Thörnqvist

Matrisen bör kopplas till olika strategier för utnyttjande av naturvärmeresurser. Vid fullt utnyttjande kan miljökonsekvenserna bli stora medan ett litet system i vissa fall ger små effekter om värmeresursen är stor.

Sven Lindkvist

Hur lång tid bör observationer göras för att slutsatser skall kunna dras med hänsyn till t.ex. ekologiska-botaniska effekter.

Helene Lundkvist

Det längsta försöket med ytjordvärmesystem har pågått sedan 1978-79 vilket är relativt kort tid för att dra generella slutsatser. Hackstaprojektet visar på relativt stora konsekvenser för användarna av marken. Större utbyggnad på t.ex. åkermark kan få stora ekonomiska konsekvenser jämfört med effekterna inom en villaträdgård.

Sven Jensén

Jag tycker man kan jämföra med läkemedelsproduktionen. De system som vi diskuterar har satts i princip i drift omedelbart efter en viss teknikutveckling. Introduktion av läkemedel sker efter ca 15 års test.

När det gäller att dra generella slutsatser för dessa systems miljöpåverkan tror jag minst 3-5 års försök krävs för att kunna säga något över huvudtaget. Helst bör försöken utföras under en tidsperiod av 10-15 år. Forskarna måste ha viss tid på sig för att kunna dra riktiga slutsatser och även kunna belysa långtidseffekter. Därför bör också tiden för systemens införande förlängas.

Gunnar Gustafson

Naturligtvis måste teknikutvecklingen ske på så goda grunder som möjligt men jag tror också att andra studier kan ge bedömningsunderlag. Alla anläggningar kan inte följas upp, därför måste en viss risk tas när generella slutsatser dras från några utvalda anläggningar som följs upp.

Det är helt nödvändigt att generalisera så att det blir begripligt för beslutsfattarna. De kan ju inte sätta sig in i alla detaljer när de skall göra sina avväganden.

Svante Peckari

Jag tror man borde göra en analys av intressekonflikter för olika naturvärmekällor. Många värmekällor som ligger inom tätortsområden är redan skadade på ett eller annat sätt.

Stig Andersson

Jag tror man borde ha någon form av glidande skala för att bedöma effekterna av de olika systemen.

Man kan också jämföra med jordbruket och ställa sig frågan vad målet är. Är det positivt eller negativt att slå ut en art för att ersätta den med en annan?

Torbjörn Svensson

Har man övervägt ett totalutnyttjande av sjöar?

Wilhelm Dietrichson

Nej inte än.

Torbjörn Svensson

När det gäller den diskussion som vi haft kring matrisen så tror jag den i någon form skulle kunna användas på olika beslutsnivåer som ett politiskt-ekonomiskt styrmedel.

Gunnar Gustafson

Miljökonsekvenserna från naturvärmesystem bör diskuteras i det riktigt stora systemet. Generaliseringar är nödvändigt göra från ett begränsat antal studier. Det är dock viktigt att dessa generaliseringar görs på ett riktigt sätt.

Avslutning

Avslutningsvis uppmanade seminariet miljökonsekvensgruppen att bearbeta matrisen enligt de synpunkter som framkommit under diskussionen.

9. BILAGOR

9.1 Seminarieprogram

Seminarieprogram presenterat vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

SEMINARIUM OM MILJÖEFFEKTER VID NATURVÄRMESYSTEM

Aspenäsgården 24 - 25 oktober 1983

Arrangörer:

Statens råd för byggnadsforskning och
Chalmers tekniska högskola genom
VIAK AB, Göteborgskontoret

SEMINARIUM OM MILJÖEFFEKTER VID NATURVÄRMESYSTEM

PRELIMINÄRT SEMINARIEPROGRAM

Tidsschema, innehåll och föredragshållare

Tid: Kl 12.45 måndagen den 24 oktober 1983 till kl 16.00 tisdagen den 25 oktober 1983

Plats: Aspenäsgården, Lerum, Göteborg

PROGRAM

Måndagen den 24 oktober, ordförande Thorbjörn Svensson, CTH, VIAK AB

12.45-
13.00 REGISTRERING

13.00 **INLEDNING,** Rolf Engvall, BFR

13.10 **INLEDNING,** Torbjörn Svensson, CTH, VIAK AB, ordförande miljökonsekvensgruppen

YTJORDVÄRME

13.15 Markfysikaliska effekter av ytjordvärme, Per-Erik Jansson, Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna

13.35 Markbiologiska effekter av ytjordvärmesystem, Helene Lundkvist Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna

13.55 Effekter på prydnadsväxter av ytjordvärmeuttag, Roland Svensson, Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp

14.15 Diskussion

14.30 KAFFE

YTVATTENVÄRME

15.00 (Effekter i ytvatten), Lars Bengtsson, hydrologiska inst, Uppsala universitet

15.20 Effekter på bottenfauna vid värmeuttag ur sjösediment, Lars Leonardson, Limnologiska inst, Lunds universitet

15.40 Effekter av sedimentvärmeuttag på sediment och fisk, Olof Lessmark, Limnologiska inst, Lunds universitet

16.00 Effekter på makrofyter (vattenväxter) vid värmeuttag ur sjösediment, Sven Jensén, Växtekologiska inst, Lunds universitet

16.20 (Förändrad näringsbalans), Ingemar Ahlgren, Limnologiska inst, Uppsala universitet

16.40 Diskussion

17.00-18.30 STUDIEBESÖK till Surte, ytjordvärmeanläggning Peter Wilén, Chalmers tekniska högskola

18.30 MIDDAG

Tisdagen den 25 oktober, ordförande Gunnar Gustafson, VIAK AB, CTH

GRUNDVATTENVÄRME - VÄRMELAGRING

08.30 Vattenkvalitetsaspekter, Bo Olofsson, inst. för Kulturteknik, KTH

08.50 Värmelager i berg, utlakningsförsök, Tommy Claesson, Geologiska inst. CTH

09.10 Markvärmesystems termiska påverkan på omgivande mark, Bengt Eftring, inst. för matematisk fysik, LTH

09.30 Diskussion

09.50 KAFFE

KÖLDBÄRARVÄTSKOR

10.15 Köldbärarvätskors nedbrytning och uppträdande i mark, Lennart Thorstensson, inst. för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna

GEOTEKNISKA EFFEKTER

10.35 Energilagring i lera, påverkan av lerans geotekniska egenskaper, Kent Adolfsson, Hagconsult

AVLOPPSVATTENVÄRME

10.55 Temperatur- och Spårämnesmätningar i Väsman, Hans Kvarnäs, Vattenlaboratoriet, SNV

LUFTVÄRME

11.15 (Effekter av luftvärmepumpar), Sven Lindkvist, Bergab

11.35 Diskussion

12.00 LUNCH

NÅGRA RÅD FRÅN NATURVÅRDSVERKET

13.00 Presentation av rapporten "Värmeutvinning ur mark, vatten och luft - några råd", Wilhelm Dietrichson, SNV

13.20 FÖRBEREDDA DEBATTINLÄGG

13.40 DISKUSSION

14.00 KAFFE

14.30 SAMMANFATTNING - DISKUSSION

AVSLUTNING

9.2 Deltagarförteckning

Deltagarförteckning vid "Seminarium om miljöeffekter av naturvärmesystem", Aspenäsgården den 24 och 25 oktober, 1983

DELTAGARFÖRTECKNING

Föreläsare:

Adolfsson, Kent
Jacobson och Widmark AB
Box 382
401 26 GÖTEBORG

Ahlgren, Ingemar
Uppsala Universitet
Limnologiska Institutionen
Box 557
751 22 UPPSALA

Bengtsson, Lars
Uppsala Universitet
Hydrologiska Institutionen
Box 256
751 05 UPPSALA

Claesson, Tommy
Chalmers Tekniska Högskola
Geologiska Institutionen
412 96 GÖTEBORG

Dietrichson, Wilhelm
Statens Naturvårdsverk
Box 1302
171 25 SOLNA

Eftring, Bengt
Lunds Tekniska Högskola
Box 1703
221 01 LUND

Engvall, Rolf
BFR
Sånkt Göransgatan 66
112 33 STOCKHOLM

Jansson, Per-Erik
Sveriges Lantbruksuniversitet
Ultuna
750 07 UPPSALA

Jensén, Sven
Lunds universitet
Växtekologiska institutionen
Box 1703
221 01 LUND

Kvarnäs, Hans
Naturvårdsverkets Vattenlab.
Box 8043
750 08 UPPSALA

Leonardsson, Lars
Lunds Universitet
Limnologiska Institutionen
Box 3060
220 03 LUND

Lessmark, Olof
Lunds Universitet
Limnologiska Institutionen
220 03 LUND

Lindkvist, Sven
BERGAB
S:t Pauligatan 33 A
416 60 GÖTEBORG

Lundkvist, Helene
Sveriges Lantbruksuniversitet
Ultuna
750 07 UPPSALA

Olofsson, Bo
Kungliga Tekniska Högskolan
Inst. för kulturteknik
100 44 STOCKHOLM

Svensson, Roland
Sveriges Lantbruksuniversitet
230 53 ALNARP

Thorstensson, Lennart
Sveriges Lantburksuniversitet
Ultuna
750 07 UPPSALA

Övriga deltagare:

Ahlgren, Inger	Uppsala Universitet Limnologiska Institutionen Box 557 751 22 UPPSALA
Andersson, Hans	BFR Sankt Göransgatan 66 112 33 STOCKHOLM
Axelsson, Valter	Naturgeografiska institutionen Box 554 751 22 UPPSALA
Bäckström, Bernt	Chalmers Tekniska Högskola Jordvärmegruppen 412 96 GÖTEBORG
Gustafson, Gunnar	VIAK AB Mölndalsvägen 85 412 85 GÖTEBORG
Holm, Björn	Bjerking Ingenjörsbyrå Box 2006 750 02 UPPSALA
Hård, Stig	VIAK AB Mölndalsvägen 85 412 85 GÖTEBORG
Larsson, Folke	Statens Naturvårdsverk Box 1302 171 25 SOLNA
Lundin, Sven-Erik	BFR Sankt Göransgatan 66 112 33 STOCKHOLM
Pekkari, Svante	Länsstyrelsen i Stockholms län Naturvårdsenheten Box 22067 104 22 STOCKHOLM
Percivall, Martin	Statens Planverk Box 12513 102 29 STOCKHOLM
Petersson, Lennart	STAL-LAVAL TURBIN AB 612 20 FINSPÅNG

Sandberg, Jan

Chalmers tekniska högskola
Geologiska Institutionen
412 96 GÖTEBORG

Svensson, Torbjörn

Chalmers tekniska högskola
Institutionen för vattenbyggnad
412 96 GÖTEBORG

Thörnqvist, Ingemar

K-konsult
117 80 STOCKHOLM

Wallentinus, H-G

Kungliga Tekniska Högskolan
Institutionen för kulturteknik
100 44 STOCKHOLM

Wiederholm, Torgny

Statens naturvårdsverk
Vattenlaboratoriet Uppsala
Box 8043
750 08 UPPSALA