

TARTU RIIKLIK ÜLIKOOL

Taimefüsioloogia- ja biokeemia kateeder

Siiri Rauk

KUIVENDAMISE MÕJU MADALSOO JA RABAMULLA

MIKROFLOORASSE

Diplomitöö

*Juhendajale
Rauk*

Juhendaja: dots. L. Viileberg

Tartu 1971

S I S U K O R D

SISSEJUHATUS	lk.	4
A. KIRJANDUSE ÜLEVAADE		
I MELIORATSIOONI JA KULTUURISTAMISE TOIME TURVASMULLA MIKROFLOORASSE		
1) Turvasmuldade omadustest ja nende mikro- floorast	lk.	6
2) Mikrofloora muutustest rabade kultuuris- tamisel	lk.	9
3) Liblikõieliste taimede osast rabade kultuuristamisel	lk.	11
II MULLATINGIMUSTE MÕJUST MIKROFLOORASSE		
1) Mulla niiskus	lk.	15
2) Mulla õhustatus	lk.	16
3) Mulla temperatuur	lk.	17
4) Mulla reaktsioon	lk.	19
5) Mulla redokspotentsiaal	lk.	22
III MULLAMIKROOBIDE MÕNEDE FÜSIoloogILISTE RÜHMAD E ISELOOMUSTUS		
1) Roisubakterid	lk.	24
2) Nitriifitseerijad bakterid	lk.	26

3) Denitriifitseerijad bakterid	lk.	32
4) Aeraabsed tselluloosilagundajad bakterid	lk.	38

B. EKSPERIMENTAALNE OSA

IV KATSEMETOODIKA

1) Katseala kirjeldus	lk.	42
2) Analüüside metoodika	lk.	44
3) Ohutusabinõud	lk.	50
4) Meteoroloogilised tingimused	lk.	52

V KATSETE TULEMUSED JA NENDE ARUTELU

1) Aeratsioon mõju mõnede mikroobirühmade arvukusse	lk.	56
2) Turvasmulla kuivendamise mõju mõnede mikroobirühmade arvukusse	lk.	65

VI KOKKUVÕTE JA JÄRELDUSED lk. 84

Venekeelne rezüme	lk.	86
KIRJANDUSE LOETELU	lk.	87

SISSEJUHATUS

Käesoleval ajal on põllumajanduses aktuaalseks probleemiks loomakasvatussaaduste tootmise suurendamine. Selleks on vaja eeskätt laiendada söödabaasi kultuurniitude ja karjamaade rajamise teel. Üheks suureks reserviks uute rohumaaade rajamisel on ulatuslikud ja viljakad madalsood. Soode kultuuristamise edukus ja selle majanduslik tasuvus sõltub muude tegurite kõrval suurel määral ka põhjavee sügavuse õigest reguleerimisest. Põhjavee sobiva sügavuse leidmine on oluline, kuid seni veel mitterahuldavalt lahendatud probleem soode kultuuristamisel. Mulla mikrofloora arvukus väljendab mullas toimuva orgaanilise aine lagundamise aktiivsust. Mida suurem on orgaanilise aine lagunemise aste, seda enam on muld varustatud kõrgematele taimedele kättesaadavate toitainetega. Mullaviljakuse suurendamise üheks eelduseks on mullas toimuvate bioloogiliste protsesside põhjalik tundmine.

Käesoleva töö eesmärgiks on välja selgitada erinevate kuivendusintensiivsuste toime mõnede mullamikroobi- de füsioloogilistele rühmadele. Vaatluse alla võeti ammonifitseerijate, nitrifitseerijate, denitrifitseerijate ja aeroobsete tselluloosi lagundavate bakterite sisseonne dü-

naamiks. Jälgitakse ka meteoroloogiliste ja mulla füüsikalise-keemiliste tingimuste mõju mulla mikrofloorasse. Kahe viimase küsimuse uurimisega tegeldi juba 1968.a. Nimetatud vaatluste ja katsete andmetel on koostatud kursuse töö "Denitrifikatsiooni uurimine tootmistingimustes." Viimases toodud andmeid kasutati ka käesolevas töös võrdlusmaterjalina (sessoonne dünaamika, sõltuvus mulla- ja meteoroloogilistest tingimustest).

Uurimise alla võeti Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituudi Tooma katsebaasi madal- soo ja kõrgraba turvasmulla mikrofloora. Laboratoorsed tööd viidi läbi TRÜ taimefüsioloogia- ja Biokeemia kateedri laboratooriumis. Analüüse tehti 1969.a. maist kuni oktoobrini.

Autori südamlük tänu töö juhendajale dots. L. Viilebergile pideva hoolitsuse ja abi eest töö läbiviimisel alates katselisest osast kuni lõpliku valmimiseni.

A. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

I MELIORATSIOONI JA KULTUURISTAMISE TOIME TURVASMULLA MIKROFLOORASSE

1) Turvasmuldade omadustest ja nende mikrofloorast

Turvasmuldade iseloomustab kõrge orgaanilise aine sisaldus, mis ulatub 95 % -ni ja isegi kõrgemale.

Tubba lagunemise aste mitmesugustes rabades erineb, sõltu- des raba veega toitumisest turbamoodustajatest taimedest, samuti mikrobioloogilistest protsessidest. Need omakorda sõltuvad mulla füüsikalise-keemilistest omadustest, tempe- ratuurist ja keskkonna reaktsioonist. Eriti suuri turba lagunemise erinevusi täheldatakse kõrgrabades, kus see varieerub 5 kuni 40 % -ni (Navulo, 1958).

Looduslikud turvasmullad on mikroobide elutegevuseks vähe sobivad. Turvasmuldadele on iseloomulik kõrge happesus, pH 2,7 - 3,1, suur hapendus- taanduspotentsiaal, madal temperatuur, suur C/N suhe, madal soolade sisaldus ja halb õhustatus (Kozlov, 1960)

Kirjanduse andmed mikroorganismide esinemise kohta turvasmuldades on mitmesugused. Esimesena viitas mikroorganismide tegevusele turvasmullas 1882.a. Gaffky. Hilisemad turba mikrofloora uurimised on näidanud, et igasugune turvasmuld sisaldab märkimisväärse koguse mikroorganisme (kuni miljard rakku 1 g turbas), kelle hulgas

domineerivad asporogeensed bakterid, mikroskoopilised seened ja pärmid.

Mikroorganismide hulk mitmesugustes turvasmuldades sõltub turba liigist, niiskusest ja mineraalainete sisaldusest. Mikroorganisme leidub rohkem madalsee muldades, kus turba lagunemise aste on suurem, kui kõrgrabades (Vavulo, 1958).

Arnd'i (1916) järgi sisaldavad looduslikud kõrgrabad vähe roisubaktereid, nitrifitseerijaid ja tselluloosilagundajaid baktereid kuid suurel hulgal aga denitrifitseerijaid baktereid.

Waksmen ja Stevens (1929) uurisid kõrgrabades mikroorganismide arvu muutumist sügavuse suurenemisega. Sügavamale minnes suurenes mikroorganismide hulk. Alumistes horisontides esinesid peamiselt happekindla bakterid. Anaeroobsetest bakteritest esines alumistes horisontides vähiahappekandidaadid ja alkoholi moodustavad bakterid. Anaeroobseid tselluloosilagundavaid baktereid leiti ainult ülemistes kihtides. Seeni esines ainult ülemistes horisontides ning aktinomütseete ei leitudki.

Ka Ritter (1912) analüüsis mitmesugustes turvasmuldades mikroobide arvukust. Et paljudes turvasmuldades ei leitud nitrifitseerijaid baktereid, siis arvab autor, et nitraatide moodustamine turvasmullas võib toimuda keemilisel teel.

Korsekova (193) järgi leidub looduslikes kõrgrabades ainult tselluloosilagundajaid baktereid ja roisubaktereid.

Holkin (1930) märgib, et looduslikud turvasmullad on madala mikrobioloogilise aktiivsusega. Sellistes muldades toimuvad põhiliselt ammonifitseerimisprotsessid, kuid ammooniumi nitraatideks oksüdeerimist ei toimu:

Kuznetsova (1958) järgi mikroorganismide tegevus kõrgrabades on seotud taimejätmete lagunemisega.

Kežlovi (1960) poolt aktinomütseetidega läbiviidud katsed näitasid, et spore esines neil rohkem kui hüife. Autor järeldas, et aktinomütseedid on kõrgrabade muldades vähe aktiivsed. Sellisele järeldusele tuli ka Svinner (1950).

Madalloomullad, võrreldes kõrgraba muldadega on rohkem asustatud. Mikroorganismid on madaloo muldades koondunud pinnakihti. Vähe esineb seeni ja aktinomütseete ka alumistes horisontides (Lasting, Kaarli, Gurfel, 1966).

Madalloomesturvast iseloomustab orgaanilise aine mineralisatsioon. Kõrvuti roisubakteritega esineb madaloo muldades nitrifitseerijaid, denitrifitseerijaid ja tselluloosilagundavaid baktereid, samuti aktinomütseete ja seeni (Kuznetsova, 1958)

Orgaanilise aine mineralisatsioon turvasmullas toimub astmeliselt mitmesuguste mikroorganismide osavõtul.

Misustin'i ja Timofejev'i (1944), Krassilnikov'i ja Nikitin'i (1945) uurimistest järeldub, et algul lagundavad

aktiivselt taimejätmeid mikroseened ja asporogeensed bakterid. Hiljem asuvad mineralisatsiooniprotsessi läbi viima sporegeensed bakterid. Mišustin'i (1944) andmetel on mullas seda rohkem sporegeenseid vorme, mida kõrgem on orgaanilise aine mineralisatsiooniaste. Samal ajal aktiveerub ka tselluloosilagundajate tegevus (Mišustin, Timofejev, 1944). Märkatavalt suureneb ka aktinomütsetide arvukus, kellel on Krassilnikov'i (1938) järgi küllalt eluline osa orgaanilise aine mineralisatsioonis.

2) Mikrofloora muutustest rabade kultuuristamisel

Looduslik turvasmuld on mikroobide vaene. Melioratsiooniga ja turvasmulla põllumajandusliku kasutamise-ga kaasneb rida muutusi turba keemilistes ja füüsikalistes omadustes (Lupinovits, Golub, 1958). Melioratsiooniga kaasneb turvasmulla niiskuse vähenemine ja paraneb mulla õhustatus. Turvasmuldade lupjamisel väheneb nende happesus, mis loob soodsamad tingimused mikroorganismide arenguks. Mitmesuguste kultuurtaimede, eriti aga ristiku kasvatamine aktiveerib turvasmulla mikrofloorat. Korsakova (1939), Helkin'i (1930) ja Belikova (1929) töödest selgub, et rabamuldade kultuuristamisel aktiveerub mikrofloora tegevus, ilmuvad uued mikroorganismide füsioloogilised rühmad. Janiševits (1930) selgitas, et turvasmulla põllumajanduslikul kasutamisel suurenes selle viljakus.

Grufel'i ja Lasting'u (1966) järgi on mikrofloora areng kultuuristatud taimedeta aladel tunduvalt väiksem kui taimedega aladel.

Golub'i (1958) arvates mulla kultuuristatuse astet näitab nitrifikatsiooniprotsessi intensiivsus. Kõrge niiskusega kuivendamata turvasmuld loob halvad tingimused nitrifitseerivate bakterite arenguks ja nitraatide moodustamiseks. Melioratsiooniga kaasnevad turvasmullas biokeemilised muutused, mis võimaldavad nitrifikatsiooni toimumist kuni 50 cm sügavuses mullakihis. Vavulo (1960) katsetest nähtub, et erinev künnisügavus ei avalda olulist mõju roisubakterite ja sporogeensete bakterite arvukusele. Mõnevõrra intensiivsemalt arenesid nitrifitseerijad bakterid 40 cm sügavuselt küntud mullas võrreldes 30 cm sügavuselt küntud mullaga. Vöihappebakteritele mitmesugused mulla töötlemise viisid olulist mõju ei avalda.

Roisubakterite hulk lihapeptoonagaril kasvamisel on tunduvalt suurem madalsee muldades kui kõrgraba muldades. Analoogilisi tulemusi saadi ka tärkliisammoniumagaril kasvamisel. Seente hulk, vastupidi on kõrgrabades suurem kui madalsee muldades (Golub, 1959).

Eisen ja Gurfel (1960) viisid läbi mikrobioloogilisi uurimisi erineva kasutuskestusega kultuurniitude mullas. Vaatluse all olid vähe kuni keskmiselt lagunenuid turvasmullale rajatud kultuurniidud. Selgus, et mikrobioloogilised protsessid kulgesid aktiivsemalt kultuurniidu mullas

esimesel ja teisel kasutusaastal. Viiendaks kasutamisaastaks oli roisubakterite arv langenud 4 - 6 kordselt. Kõige rohkem esines mikroorganisme rajamise aasta suve teisel poolel. Autorite arvates mullaharimine aktiveerib vähe kuni keskmiselt lagunenu turvasmullas mikrobioloogilisi protsesse ja tõstab efektiivselt mullaviljakust.

Kozlov'i (1960) järgi turvasmulla kuivendamine, kultuuristamine ja lupjamine suurendab aktinomütseetide arvukust võrreldes looduslikes turvasmullades esinevate aktinomütseetide arvukusega. Looduslikes turvasmullades on ülekaalus anaeroobsed tingimused. Kündmine suurendab mulla aeratsiooni, seda eriti aga alumistes horisontides, seega soodustab uute mikroorganismide füsioloogiliste rühmade ilmumist (Kozlov, 1960).

3) Libliköieliste taimede osast rabade kultuuristamisel

Libliköieliste taimede soodne mõju mulla viljakusele oli tuntud ammu.

Pärast libliköieliste taimede ja õhulämmastikku siduvate mikroorganismide sümbioosi avastamist möödunud sajandi lõpul peeti peamiseks seda bioloogilise lämmastiku kogust, mis jääb libliköieliste taimede kasvatamise järel mulda. Tähtis on see, millisel kujul satub lämmastik mulda, sest sellest sõltub lämmastiku mõju mullas toimuvatele bioloogilistele protsessidele.

Libliköieliste taimede soodne mõju mulla viljakusele tuleneb peale mulla lämmastikuga rikastamise veel nende bioloogilistest omadustest, nagu sügavast juurestikust, toitainete, eriti fosfori heast omastamisest (Aleksejeva, 1959, Pieters, 1927, Juhintšuk, 1963).

Libliköieliste taimede kasvatamist on kirjajanduses mõnikord võrreldud isegi orgaanilise väetise andmisega (Waksman, 1952). Täiesti võrdseks neid muidugi pidada ei saa, sest libliköieliste kultuuride juurejäänuseid ja nende kultuuride kasvatamisel mulda eritunud aineid on harikikult palju vähem kui samale pinnaühikule antavate orgaaniliste väetiste kogus. Lähtudes aga mulla mikrofloora muutumise ja selle tegevuse ergutamise seisukohalt, võib nende mõju siiski samasuunaliseks pidada, sest nii orgaaniliste väetiste andmine kui ka libliköieliste taimede kasvatamine aktiveerivad mulla mikroorganismide tegevust.

Eriti suur tähtsus on libliköielistel taimedel mikrobioloogiliste protsesside aktiveerimisel turvasmullas. Looduslike rabade mikrofloora on liigi vaene. Seal puuduvad mitmed mikroorganismide rühmad, mida mullas tavaliselt leidub, ning orgaanilise aine lagunemine on pidurdatud (Lasting, Gurfel, 1969).

Kirjanduses kohtame seisukohta, et orgaanilise väetiseta ei ole võimalik mikroorganismide tegevust raba- turbas küllaldaselt aktiveerida.

Lasting'i ja Gurfel'i (1969) uurimised on näidanud, et eriti suure tähtsusega on ristikute kasvatamine rabaturba lagundamisel ja kultuuristamisel. Ka timut on rabaturvasmullas mikroorganismide tegevust aktiveerinud, kuid tunduvalt vähem kui ristik. Aktiivse mikrobioloogilise tegevuse tõttu toimub ristiku all olevas rabaturbas intensiivne orgaanilise aine mineralisatsioon, mille tulemusena rabaturba lagunemisaste suurenes 25% -ni. Kõrreliste heintaimede all aga suurenes rabaturba lagunemisaste samal ajal vaid 15 - 20 % -ni. Vastavalt mikrobioloogiliste protsesside aktiivsusele turvasmullas kujunes ka saagikus. Kahe aasta keskmisena saadi ristikut 68,1, kõrrelisi aga 19,6 ts hektari kohta aastas.

Eespooltoodust järeldub, et ristiku kasvatamine on hädavajalik rabaturba kultuuristamisel. Teisiti ei ole võimalik küllaldaselt aktiveerida mikrobioloogilisi protsesse vähelagunenud turvasmullas (Gurfel, Lasting, 1966). Ka vähelagunenud madalsoo-turvasmullas on mikrobioloogiliste protsesside aktiveerimisel ristikutel suur tähtsus. Kuigi ristikud sellisel turvasmullal püsivad heintaimikus vaid lühikest aega, on mikrobioloogiliste protsesside aktiveerimise tulemusena nende järelmõju küllaltki pikk, tavaliselt 3 - 4 aastat.

Niidu pikemaajalisel kasutamisel mikrobioloogiliste protsesside aktiivsus turvasmullas pikemaööda langeb. Nii oli Tooma katsebaasis niidu viiendal kasutusaastal kõiki

mikroorganisme turvasmullas vähem kui selle teisel kasutusaastal. Vastavalt sellele oli ka saak väiksem.

Läbliköieliste soodne mõju mulla viljakusele on ühelt poolt tingitud mulla lämmastikubilansi parandamisest. Kuid vähem tähtis ei ole ka see, et libliköieliste rikkalikud juureeritised põhjustavad mulla mikrofloora tegevuse intensiivistumist. Nimelt sisaldavad libliköieliste juureeritised rohkesti mitmesuguseid bioloogiliselt aktiivseid aineid, nende hulgas ka vitamiine, mistõttu neil on suur tähtsus mikroorganismide arengule (Krasvilkov, 1958).

Läbliköieliste kultuuride kasvatamist tuleb pidada tähtsaks abinõuks, millega saab elustada mikrobioloogilisi protsesse mullas ja säilitada mitmekesisist looduslikku mikroorganismide kooslust.

II MULLATINGIMUSTE MÖJUST MIKROFLOORASSE

Mulla mikrofloora arengut mõjustavad mulla, kui mikroobide elukeskkonna niiskus, õhustatus, temperatuur, reaktsioon ja redokspotentsiaal. Järgnevalt esitatakse nimetatud tingimuste ja faktorite mõju uurimise kohta kirjanduses avaldatud olulisemate seisukohtade lühike kokkuvõte.

1) Mulla niiskus

Mulla niiskus sõltub meteoroloogilistest tingimustest, põhjavee taseme kõrgusest, dremaazist ja mulla struktuurist. Mulla niiskus ei ole otseses sõltuvuses sademete hulgast, sest ta oleneb suurel määral eelneva dekaadi sademete hulgast. Talvel mulla niiskus eriti ei muutu, sest vesi esineb mullas tahkes faasis.

Niiskus avaldab mõju mullas olevate mikroorganismide arvukusele ja tegevuse aktiivsusele. Katsetest järeldati, et niiskus avaldab erinevat mõju bakteritele, seentele ja aktinomütseetidele. Mulla niiskuse ajutine muutumine ei mõjuta mikroobipopulatsiooni, küll aga avaldavad mõju mulla niiskuse äärmised piirid. Muldade liigniiskus halvab aeroobsete õhuhapnikku vajavate organismide tegevuse (Pochon, Barzak, 1960).

Vesi, olles keskkonnaks kõikidele elusorganismides toimivatele ainevahetusreaktsioonides, on faktor milleta pole võimalik elusa eksistents.

2) Mulla õhustatus

Mulla õhustatus oleneb mulla niiskuse astmest. Mida suurem on mulla niiskus seda halvem on õhustatus ja vastupidi. Hästi õhustatud hapnikurikas mullas aktiveerub nitrifitseerijate ja õhulämmastikku siduvate bakterite elutegevus. Intensiivistub ka orgaanilist ainet oksüdatsiooniteel lagundavate mulla seente, aktinomütsetide ja teiste mikroorganismide elutegevus. Nõrga õhustatuse korral on mullas ülekaalus taandusprotsessid. Vastavalt sellele on soodustatud nende mikroorganismide areng, kes vajavad elutegevuseks anaeroobseid tingimusi.

Mikroobide arvukus on suurim seal, kus leidub küllaldaselt toitaineid ja kus ka teised tingimused on mikroorganismide arenguks soodsad. Sellised tingimused esinevad mulla ülemistes horisontides, sügavuse suurenedes toitainete hulk ja õhustatus väheneb. Seetõttu mikroorganismide põhimass esinebki tavaliselt ülemistes horisontides (Pochon, Baržak 1960).

On selgunud, et enamikus mullatüüpides on mikroobide maksimaalne arv A horisondis, metsamuldades on aga ühesugune nii A kui ka B horisondis.

Kultuuristatud muldades künnikihi ulatuses, pealmises

30 cm paksuses mullakihis, on mikrofloora kõige arvukas. Kinnikihist allpool olevas horisondis mikroobide arv vähe-
neb. Kobistamine loob soodsad tingimused aeroobsete mikro-
organismide arenguks ja on üheks mullaviljakuse põhjuseks
kobestusalal.

Katseliselt töestati (Pervušina-Groševa, Umarova, Sagdillajeva, 1967) mulla kobestamise soodne mõju mikro-
floora elutegevuse aktiveerumisele ja selle arvukuse suure-
nemisele. Pealmises kuni 30 cm paksuses mullakihis on veti-
kaid $4 - 10^5$ ja 25 - 30 cm sügavusel $3 - 10^4$ 1 grammi õhu-
kuiva mulla kohta. Enamik mikrooseeni asub 25 - 35 cm süga-
vuses. Mulla vee- ja õhurežiimi muutmine seoses kobestami-
sega kuni 60 cm sügavuseni, muutis lähteseisuga võrreldes
mikrobioloogiliste protsesside aktiivsust märgatavalt.
Reisubakterite, aeroobsete tselluloosilagundajate ja asoto-
bakteri arvukus suurenes 10 - 100 korda.

Kuna mulla viljakus on korrelatsioonis mikrofloora
arvukusega siis on kobestamine osaliselt üheks mullavilja-
kust suurendavaks faktoriks.

3) Mulla temperatuur

Mulla enamiku mikroorganismide temperatuuri optimu-
miks on 36° . Temperatuuri tõusuga kuni optimumini kaasneb
mikroobide tegevuse aktiivsuse tõus ja nende paljunemine
kiireneb. See on seletatav temperatuuri mõjuga mikroobirakus

teimuvate biokeemiliste reaktsioonide kiirusele. Temperatuur mõjutab ensüümide aktiivsust. Negatiivsed ja optimaalselt kõrgemad temperatuurid pidurdavad ainevahetusreaktsioone. Madalad temperatuurid on vähem kahjulikud kui kõrged temperatuurid, sest nad ei hävita ensüüme, vaid ainult pärsivad nende tegevust (Pochon, Barzak, 1960).

Rahno (1960-1962) andmetel on mullas talvekuudel baktereid rohkem kui kevadel, suvel ja sügisel. Rahno uurimustest järeldub, et mida kõrgem on mulla niiskus, seda madalamat temperatuuri taluvad bakterid. Bakterid on võimelised teitainete olemasolu korral paljunema ka külmunud mullas, kusjuures paljunemine toimub intensiivsemalt kõrgema mullaniiskuse juures. Seda on püütud seletada eriliste mikroobivormide esinemisega, mida pole aga seni õnnestunud leida. Rahno näitas katseliselt, et talvel kõrge mulla niiskuse ja madala temperatuuri juures esineb tavalisest rohkem roisubaktereid ja oligonitrofiilseid baktereid. Ka mikroobide teiste füsioloogiliste rühmade arvukusele ei mõjunud madalad temperatuurid negatiivselt. Rahno näitab, et potentsiaalselt võiks mikroorganismide arv mullas olla maksimaalne mistahes aastaajal. Kõik oleneb keskkonnatingimustest.

Misustin (1947) uuris ökoloogiliste faktorite toimet mulla bakteritesse ja leidis, et olenevalt laiuskraadist, moodustavad bakteriliigid geograafilisi rasse. Põhjapoolsete alade mulla bakteritel on temperatuuri kardinaalpunktid madalamad kui lõunapoolsetel.

Pochon'i ja Baržak'i (1960) andmete järgi mulla temperatuuri tõusuga suvel bakterite arvukus väheneb kõikides horisontides, mulla seente arvukus aga väheneb ainult ülakihis. Kevadel ja sügisel on mullabakterite arvukus maksimaalne. Reisubakterite, nitrifitseerijate ja õhu lämmastikku siduvate bakterite intensiivne tegevus langeb sügisele.

4) Mulla reaktsioon (pH)

Mulla pH avaldab mõju mullas elavate mikroobide arvukusele ja aktiivsusele. Erinevad mikroorganismid on kohandunud eluks ainult teatud reaktsiooniga muldades. Bakteritele optimaalsed on elutingimused muldades, mille pH on 6 - 8, seentele 3 - 5 (Pochon, Barzak, 1960).

Sundman (1969) liivsavisest metsa-, aasa- ja põllumullast eraldatud mullabakterite nõudeid mulla reaktsiooni suhtes. Osutus, et enamiku bakterite elutegevust tagava pH miinimumväärtuseks (talutavuse piir) oli põllumuldades 4,5, metsamuldades 4,0 ja madalam ning aasamuldades 4,0-4,5.

Rabotnova (1957) tegeles mulla pH toime küsimusega mikroobidesse. Mulla pH -st oleneb mikroobide paljunemisaktiivsus. Optimaalsest madalam või kõrgem mulla pH mõjutab mikroobide ainevahetusreaktsioone ja ainevahetuse lõppproduktiide moodustumist ning takistab mikroobide kasvu.

Keskkonna reaktsiooni muutisega võib nihutada

biokeemilist reaktsiooni ühes või teises suunas. pH muutumine kutsub esile redokspotentsiaali (rH_2) muutmise, s.t. pH mõjub ainevahetusreaktsioonidele kaudselt üle redokspotentsiaali. Kaasajal on pH üheks abinõuks, mille varieerumisega saab mõjustada mikroobides toimuvaid biokeemilisi protsesse. pH toime mikroorganismidesse avaldub kolmest aspektist.

1) H^+ ja OH^- ionide otsene mõju rakule. See on seotud ensüümide aktiivsuse mõjutamisega. Sõltuvalt kultiveerimiskeskonna reaktsioonist võib aktiveerida või välja lülitada ühtede või teiste ensüümide tegevuse ning koos sellega ka vastava ensüümi poolt läbiviidava ainevahetuse reaktsioone,

2) pH mõjub mikroorganismide poolt ümber töötatavate ainete koostisele ja samuti metaboliitide koostisele, s.t. sõltuvalt pH-st võib muutuda metaboliitide dissotsiatsioon ja lahustuvus. Viimasest sõltub, kas mikroobid hakkavad neid ümber töötama või mitte. Keskkonna reaktsioon mõjutab ka mikroobiraku ainete omastamist väliskeskkonnast. See avaldub konstruktiivseks sünteesiks vajalike ainete dissotsiiooni reguleerimiseks. Hapus keskkonnas nõrgad happed esinevad molekulidena, kuid leelises keskkonnas ioonidena. Nõrkade hapete soolad on hästi dissotsieeruvad, kuid nõrgad happed ise on võrdlemisi stabiilsed. Seega iga hape ja sool muutub teatud pH väärtuse juures dissotsieeruvast mitte-dissotsieeruvaks.

3) pH avaldab mõju ainevahetusreaktsioonidesse redutseerumiseksüdeerumistingimuste muutuste kaudu. pH ja redokspotent-

siaal (rH_2) on järgmises sõltuvuses;

$$rH_2 = \frac{100 E_h}{3} + 2 \text{ pH}$$

Leelises keskkonnas on soodustatud oksüdeerimisreaktsioonid, happelises aga redutseerimisprotsessid. pH toime rakusse avaldub rH_2 kaudu teiste tingimuste säilumise korral biokeemiliste reaktsioonide suuna muutmises ja on seega ainevahetuse metaboliitide ja lõpp-produktide iseloomu määrav faktor.

Olenevalt ökoloogiast, võib mikroorganismide poolt talutav pH intervall olla väga mitmesugune. Saprofüütsed organismid kes looduses on väga laialt levinud, taluvad tugevaid keskkonna muutumisi. Vastavalt sellele on nad kohenenud eluks laias pH diapasoonis. Patogeensed mikroorganismid parasiteerivad teistel organismidel ja ei ole võimelised taluma kohanemispaiga tingimustest tunduvalt erinevaid keskkonnatingimusi.

Ka pH optimumväärtuste suhtes on mikroorganismide hulgas diametraalselt erinevaid vorme. Näiteks Thiobacillus thiooxydans'i jaoks on optimaalne keskkonna reaktsioon 2,5 - 3,5, kuuest suurema pH väärtuse puhul rakud autolüüsuvad, areng toimub aga veel keskkonnas, mille pH on 0,2. Tugevasti leelises keskkonnas elavateks bakteriteks on näiteks väävlibakterid, kellele optimaalseks keskkonna reaktsiooniks on pH 9 - 10.

5) Mulla redokspotentsiaal (rH_2)

Aeroobsetes tingimustes on rakusisese redokspotentsiaali väärtuseks seniste uurimiste andmetel keskmiselt 20 mV, kuid mitte üle 22 mV. Anaeroobsetes tingimustes võib rH_2 langeda 6 - 7 mV -ni ja veel madalamale. Rakud oksüdeerivad mitmesugust substraati vesinikülekanajate abil. Hapniku vaegusel oksüdeerimisprotsess peatub ja oksüdeerijateks muutuvad rakuained, mis oksüdeerivad vesiniku veeks. Need rakusisesed ained on nagu puhvriks, mis ajutiselt kompenseerivad väliskeskkonna hapnikupuuduse.

Peale rakusisese redokspotentsiaali on olulisem väliskeskkonna redokspotentsiaal. Nii aeroobsed kui ka anaeroobsed organismid on võimelised elama laia rH_2 intervalliga keskkonnas. Aeroobid elavad kõrgemate, anaeroobid madalamate rH_2 väärtuste juures. Pinnases elavate anaeroobsete mikroorganismide kultuur hakkab paljunema siis, kui rH_2 on küllalt madal. Arvatakse, et osa anaeroobse on võimelised ise looma enda ümber vajalikud redokstingimused, madaldades keskkonna rH_2 22 -st kuni 1 - 5 mV -ni. Nad on võimelised kohandama keskkonna tingimusi oma nõuetele. Seevastu, näiteks seedetraktist pärinev anaeroobne spetsiifiline mikrofloora, kes on kohanenud ainult kindlatele keskkonna tingimustele, ei ole võimeline redokspotentsiaali muutma enda elutegevusele sobivas suunas.

Aeroobsed organismid võivad elada väga laia rH_2

intervalliga keskkonnas - kuni 30 mV. Samal ajal aktiivse elutegevuse käigus nad eraldavad keskkonda redutseerivaid aineid ja alandavad rH_2 kuni 7 - 8 mV -ni. Aeroobid, kasutades keskkonnast hapnikku ja produtseerides redutseerivaid aineid, põhjustavad rH_2 languse. Samal ajal pole märgata bakterite kasvu vähenemist rH_2 langemise tõttu.

Redutseerivate ainete eraldamist võib vaadelda kui kaitsemehhanismi - SH - rühmi sisaldavate ensüümide pöördumatu oksüdeerumise vastu õhu hapniku toimel. Kogu elutegevus peab toimuma alandatud rH_2 juures, et mitte vastavaid ensüüme inaktiveerida. Sellepärast ei olegi rakusisesed rH_2 väärtused nii kõrged kui seda võivad olla väliskeskkonna väärtused (Rabotnova, 1957).

Mikroobid taluvad teravaid redokstingimuste muutusi. Oksüdeerivates tingimustes hakkavad funktsioneerima niisugused ensüümsüsteemid, mille toimel sahhariidid muudetakse konstruktiivseteks aineteks ja CO_2 -ks. Sellises olukorras käärimist põhjustavad ensüümid on välja lülitatud. Hapniku vaegusel, kui rH_2 on madal ja oksüdeerimisprotsessid pärsitud, alustavad tegevust käärimist läbiviivad ensüümid. Sünteesiks vajalikku energiat hangitakse anaeroobse käärimise teel, mille tulemusena tekivad, olenevalt mikroorganismist, mitmesugused happed ja neutraalsed ained.

III MULLAMIKROOBIDE MÖNEDE FÜSIoloogiliste Rühmade Iseloomustus

1) Reisubakterid

Ammonifikatsiooni all mõistetakse taimsete ja loomsete valgühendite lamunamist proteolüütilisi ensüüme omavate mikroobide poolt, millega kaasneb ammoniaagi teke.

Taimedele omastamatud suured valgumolekulid muudetakse kergesti kättesaadavateks väiksemamolekulkaalulisteks ühenditeks. Ammonifikatsioon toimub nii aeroobsetes kui ka anaeroobsetes tingimustes. Sõltuvalt keskkonnatingimustest, lagundatava aine koostisest ja protsessi läbiviivast mikroorganismist, kogunevad erinevad lõpp-produktid.

Ammonifikatsiooni biokeemilised reaktsioonid toimuvad nii ekstra- kui ka intertsellulaarselt. Proteolüütilist tegevust alustavad mikroorganismist väliskeskkonda eritunud ensüümid, mis kutsuvad esile suurte valgumolekulide lagunemise väiksemateks. Valgu laguneproduktid tungivad rakku, kus nende edasine lagundamine toimub juba rakusiseste ensüümide abil. Lagundamise viimasel etapil tegutsevad desaminaasid, mis vabastavad ammoniaagi. Peale ammoniaagi võivad laiduda ammonifitseerimisprotsessi lõpp-produktide hulgas väävelvesinik, indool, skatool, merkaptaan, aminohapped jt. valgu laguneproduktid (Razumovskaja, 1960).

Reisubakterite areng on eelistatud kõrgemate taimede rüsesfääris. Kirakosjan'i (1963) katsete järgi oleneb

roisubakterite arv risosfääris taimkatte liigist. Roisubakterite hulgas on nii sporoogeenseid kui ka asporoogeenseid baktereid. Sporoogeensete bakterite hulk on suurem suvel, asporoogeensete hulk aga kevadel ja sügisel.

Ražumovskaja (1960) järgi viivad ammonifikatsiooni läbi peale bakterite ka aktinomütseedid ja mulla seened. Bakteritest on tugeva proteolüütilise tegevusega (Pseudomonas fluorescens, Proteus vulgaris, Bacillus mycoides, Bacillus subtilis jt. Anaeroobsetes tingimustes domineerib Bacillus sporogenes.

Peale taime- ja loomajäätmete allub ammonifikatsioonile ka karbamiid, mille lagundajateks on urobakterid. Nimetatud bakterid arenevad hästi nii aeroobsetes kui ka anaeroobsetes tingimustes. Süsinikuallikana kasutavad urobakterid orgaanilisi happeid ja suhkruid. Urobakterite iseärasuseks on kõrge ammoniaagi kontsentratsioon talumisvõime keskkonnas. Urobakterite näiteks võiksid olla Bacillus probatus, Planosarcina urea, Microceccus urea (Ražumovskaja, 1960).

Ammonifitseerijate arvusse võib suhtuda kui bakterite üldarvusse. Bakterite üldarvu ja liigilise koostise määravad ära geograafiline asukoht ja antud mulla ökoloogilised iseärasused (Misustin, 1947).

Pochon'i (1960) järgi võib ammonifikatsiooniprotsessis eraldunud ammoniaagisaatus olla mitmesugune.

1. Ammoniaak (NH_3) võib ioonvahetuse tõttu adsorberruda mullaosakestele.

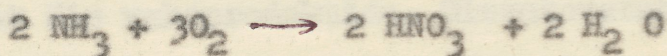
2. NH_3 võidakse kasutada mulla hapete neutraliseerimiseks.
3. Osa ammoniaagist oksüdeeritakse autotroofide poolt nitrititeks ja nitraatideks.
4. Osa ammoniaagist kasutatakse heterotroofide poolt konstruktiivseks sünteesiks.
5. Osa ammoniaagist eraldub atmosfääri.

Muldade proteolüütilist aktiivsust iseloomustab valgu mullas kadumise kiirus, mis on korrelatsioonis ammonifikatsiooniprotsessi kiirusega (Bruillaud, Grizon, Michel, 1964).

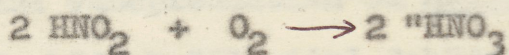
2) Nitrifitseerivad bakterid

Nitrifitseerivad bakterid on aeroobsed organismid, kes elavad mullas, vees, sönnikus, mudas jne. Nitrifitseerijate funktsiooniks on ammonifitseerimisprotsessiga või lämmastikväetistega mulda sattunud ammoniaagi oksüdeerimine nitrititeks ja nitraatideks. Nitrifitseerivad bakterid on kemosünteesivad autotroofid, kellele ainsaks süsinikuallikaks on süsihappegaas ja konstruktiivse materjali sünteesiks energiaallikana ammoniaagi või lämmastikus happe oksüdeerimise eksotermilised reaktsioonid. Nitrifikatsioon on ühtne bioloogiline protsess, mille kutsuvad esile kaks bakterirühma. Esimesse rühma kuuluvad perekondade Nitrosomonas ja Nitrospira liigid, kes oksüdeerivad ammoniaagi

nitrititeks.



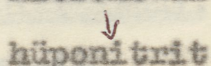
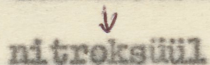
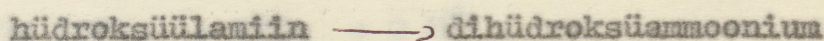
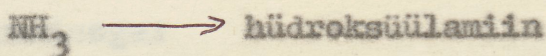
Teise rühma kuuluvad perekonna Nitrobacter liigid, kes muudavad nitritid nitraatideks.



(Razumovskaja, Tsušin, Gromov, 1960).

Lees (1958) andis protsessi kemismi kohta järgneva ülevaate.

Ammoniaagi oksüdeerimine Nitrosomonas'e rakkude poolt üldise skeemi järgi:

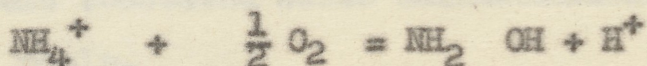


Arvatakse, et ensüümsüsteem, mis viib läbi ammoniaagi oksüdeerimist hüdrosüülamiiniks, sisaldab vaske.

Seni pole vastavat ensüümsüsteemi eraldatud ja sellepärast ei saa vase olemasolu selles kindlalt väita.

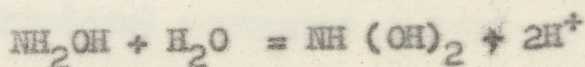
NH_3 oksüdeerimisel hüdrosüülamiiniks vabaneb vähe energiat.

Kui oletada, et see reaktsioon oma madala energeetilise efektiivsuse tõttu ei ole seotud nende süsteemidega mis seovad energiat makroergiliste sidemete vormis, siis võiks kirjutada järgmiselt:

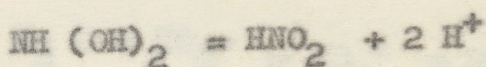


Hüdroksüülamiini oksüdeerimist nitritiks arvatakse kulgevat üle vaheproduktide. Oletatavateks vaheproduktideks on kas hüdroksüammoonium ($\text{NH}(\text{OH})_2$), nitroksüül (NOH) või hüponitrit ($\text{HON} : \text{NOH}$).

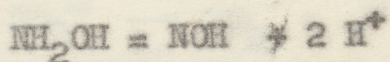
Kui vaheproduktiks on hüdroksüammoonium, võib protsessi vaadelda hüdroksüülamiini dehüdrogeenimisena, kusjuures eelnevalt on hüdroksüülamiin liitnud vee molekuli.



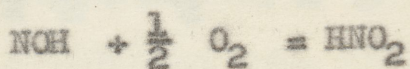
Võimalik, et dehüdroksüammoonium on ensüümiga nõrgalt seotud, sel juhul allub ta koheselt dehüdrogeenimisele nitriti moodustumisega:



Kui vaheproduktiks on nitroksüül, siis allub hüdroksüülamiin otsesele dehüdrogeenimisele.



Nitrit võib nitroksüülist tekkida otsesel oksüdeerimisel:



või hüdrateerimis- ja dehüdrogeenimisreaktsiooniga:



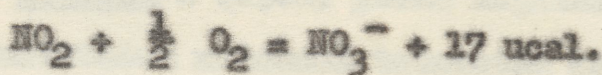
Hüponitrit on leitud nitrititseerijate kultuurides, kuid pole tõestatud selle oksüdeerimine nitritiks Nitrosomonas'e poolt.

Hüponitriti lisamisel Nitrosomonas'e rakkudele ei tuvastatud nitriti tekkimist. Hüponitrit võib tekkida

keemilisel teel lahuses, mis sisaldab hüdroksüülamiini ja kriiti.

Arvatakse, et Nitrosomonas ei oksüdeeri hüponitritit sellepärast nitritiks, et see ei ole võimeline tungima läbi raku kosta. Seega peale selge, kas hüponitrit eksisteerib vaheproduktina nitritite tekkimisel.

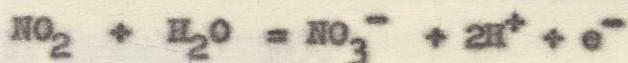
Perekond Nitrobacter'i poolt läbiviidava nitritite oksüdatsiooni summaarne reaktsioon on järgmine:



Protsessi mehhanismi võib kujutada dehüdrogeenimisena, millega kaasneb veemolekuli liitmine:



või kahe elektroni ülekandena metalli sisaldava ensüümi osavõtul:



Macura ja Cunc'i (1965) andmetel ammoniak oksüdeerub ainult mullaosakestele adsorbeerunud seisundis. Seega on nitrifikatsiooni esimese astme limiteerivaks faktoriks mulla poolt neelatud ammoniaagi hulk. Nitriti oksüdeerimine nitraadiks on aga sõltuv ammoniaagi kontsentratsioonist mulla lahuses.

Nitrifitseerijate arvukus looduslikes muldades on madalam kui kultuuristatud muldades. Looduslike muldade

pindmises kihis, kus laguneb kõige rohkem orgaanilist ainet, on nitrifitseerijate areng sageli pidurdatud mõnede teiste mikroorganismide tegevuse tõttu. Olulist osa etendab siin nitrifitseerijate bakterite aeglane areng.

On andmeid, et nitriteid moodustavate bakterite hulk ületab nitraate moodustavate bakterite arvu ligikaudu 10 - 100 korda (Barkworth, Bateson, 1966)

Bateson'i (1966) poolt Inglismaa mitmesugustel kultuuristatud muldadel teostatud katsete põhjal on nitrifitseerijate bakterite arvukus 1 g mullas $10^6 - 10^7$. Vastavalt sellele on kultuuristatud muldades ka nitrifikatsiooniprotsess intensiivsem. Leeduslike muldade pindkihis ulatub nitrifitseerijate hulk tuhandeni 1 g kuivas mullas, alumistes horisontides on aga neid veelgi vähem. Nitrifitseerijate arvukas esinemine lubab väita, et tegemist on orgaanilise aine mineralisatsiooni lõppastmega (Lasting, Keerli, Gurfel, 1966).

Mulla omadustest avaldavad nitrifikatsioonile mõju mulla reaktsioon (pH), mulla niiskus ja temperatuur. Optimaalseks pH väärtuseks nitrifitseerijatele on Piho ja Kevvai (1966) järgi 6,9 - 9,2.

Hofman ja Lees (1958) said laboratoorses katsetega järgmised tulemused:

Nitrosomonas ja Nitrobacter arenevad nõrgalt leelises keskkonnas. Optimaalne pH Nitrosomonas'el on 8,0 ja Nitrobacter'il 7,7. pH väärtusi alla optimaalse taluvad

nitri-fitseerijad paremini kui kõrgemal, s.o. leelisemas piirkonnas.

Happeliste muldade lupjamine suurendab nitri-fitseerijate bakterite aktiivsust ja nitraatide akumulatsiooni (Pih, 1966). Laboratoorsete katsete puhul lisatakse nitri-fitseerijate bakterite kultuuridele leelise keskkonna säilitamiseks karbonaate. Samast seisukohast on tähtis ka happeliste muldade lupjamine.

On kindlaks tehtud, et mulla niiskus nitriifikatsioonil käigule olulist mõju ei avalda seni, kuni säiluvad mulla aeroobsed tingimused. Mulla niiskuse mõju ilmneb siis, kui see tingib õhustatuse halvenemise, mille tõttu kujunevad anaeroobsed tingimused ja tekivad soodsad tingimused denitri-fitseerijate bakterite arenguks.

Feodorov'i (1949) järgi nitriifikatsioon kulgeb soodsalt ka siis kui mulla niiskus on 40 - 70 % maksimumsest vee kapatsiteedist. Soodsat mõju nitri-fitseerijate bakterite elutegevusele avaldab mulla ajutine kuivamine ja sellele järgnev siisutamine.

Mulla temperatuuri mõju nitriifikatsioonile sõltub mulla omadustest, eeskätt viljakusest ja reaktsioonist. Viljakates muldades, kus nitri-fitseerijate arvukus on kõrge, avaldavad madalad temperatuurid nitri-fitseerimisprotsessile palju väiksemat mõju kui madala viljakusega muldades (Kevvai, Pih, 1966).

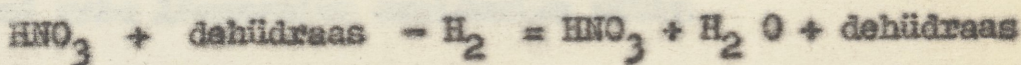
Nitri-fitseerijate bakterite arvukusse võib suhtuda kui ühte mullaviljakuse näitajasse.

3) Denitrifitseerijad bakterid

Denitrifitseerijate bakterite rühma kuuluvad perekonda-
de Pseudomonas, Achromobacterium, Chromobacterium ja Bacil-
lus liigid (Hööraliava, 1967).

Denitrifikatsiooniprotsessi all mõistetakse nitraatide taandamist orgaaniliste süsinikuühendite oksüdeerimise arvel. Nitraadid on õhu hapniku asemel süsinikuühendite oksüdeerimisel vabaneva vesiniku aktseptoriks. See protsess annab denitrifitseerijatele võimaluse hingamist läbi viia ka anaeroobsetes tingimustes, kui keskkonnas esinevad energiaallikad (süsinikuühendite) kõrval nitraadid. Denitrifitseerijad bakterid on samal ajal suuremal või vähemal määral varustatud ka aeroobsete hingamissüsteemidega ja võivad aereobioosis kasutada energiaallikalt efektiivsemat vesiniku ülekannet õhu hapnikule (Tehver, 1966).

Fiederovi (1954) järgi 80 % mulla saprofüütidest on võimalised nitraate taandama. Ühed neist kasutavad nitraate vesiniku aktseptorina orgaaniliste ühendite oksüdeerimisel ja taandavad neid järgmiselt:



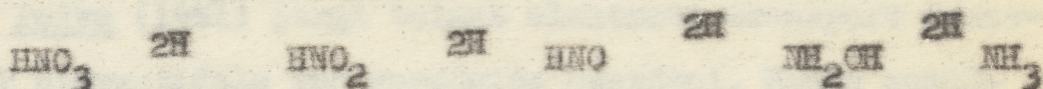
Nende jaoks on nitraat energiaallikana tähtsusega ja annab võimaluse eluke anaeroobsetes tingimustes.

Teised kasutavad nitraate konstruktiivse lämmastiku

saamiseks:



See protsess kulgeb etappidena:



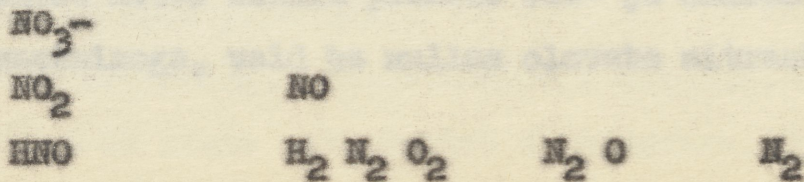
Ossal on nitraatide taandamine kõrvaline protsess, mis on seotud vesiniku massilise mobiliseerimisega sahhariidide ja orgaaniliste hapete oksüdeerimise protsessis.

Neid nitraatide taandamise juhte tuntakse nn. denitriifikatsioonina laiemas mõttes. Nitraadid taandatakse sel juhul nitrititeks või ammoniaagiks.

Denitriifikatsiooni all kitsamas mõttes mõistetakse nitraadi taandamist vaba lämmastikuni anaeroobsetes tingimustes.

Happelistes muldades esineb veel ekstratsellulaarselt toimuv kaudne denitriifikatsioon. Selle protsessi käigus redutseeritakse mikroorganismide poolt ammoniaagi oksüdeerimisel või nitraatide taandamisel moodustunud lämmastikhape. Et mulla lämmastikühendite muutumise käigus alati moodustatakse ammooniumühendeid ja lämmastikhapet, siis võib kaudne denitriifikatsioon siia lämmastiku tunduvate kadudeni vaba lämmastiku eraldumise tõttu

Feiva (1961) üldine denitriifikatsiooni skeem vaba lämmastikuni:



NH_2 CH orgaanilised ühendid

NH_4 orgaanilised ühendid

Peive (1961) järgi toimub elektroni transport donaatorigilt nitraatidele rea ensüümide osavõtul. Nende ensüümide koensüümiks on püridiinnukleotiidid, flovoprotsiidid, tsütokroomid ja melübdeen.

Tähtsam ensüüm on metalloproteiid-nitraatreduktaas, mis on viimaseks lüliks elektroni ülekande ahelas ja reageerib vahetult nitraatidega. Kolm spetsiifilist reduktaasi katalüüsivad anaeroobse denitrifikatsiooni eri etappe.

NO_3^- nitraat NO_2^- nitrit NH_2OH hüdrosüül NH_3
reduktaas reduktaas amiinreduktaas

Aeroobsed tingimused soodustasid nitritite ja hüdrosüülamiini reduktsiooni.

Pinnase hea aeratsioon on denitrifitseerijate arvu, eluvõime ja nitraate vaba lämmastikuni taandavate ensüümsüsteemide aktiivsust tõstvaks faktoriks. Tugeva aeratsiooniga pinnases on nitrifitseerijate intensiivse elutegevuse tulemusena kõrge nitraatide sisaldus, mis omakorda on eelduseks denitrifitseerijate aktiivsele elutegevusele (Tohver, 1968).

Korsakova (1948) järgi reguleeritakse nitraatide taendamist mitte ainult pinnase vee- ja õhurežiimi vastava muutmisega, vaid ka mullas olevate nitraatide ja

orgaaniliste ühendite suhte reguleerimisega.

Moyd ja Granston (1930) arvavad, et õhuhapniku juurdepääsul nitraatide taandamist ei toimu. Arvatakse, et hapnik takistab nitraate ja nitriteid redutseerivate ensüümsüsteemide tekkimist ning alandab nitraatide ja nitritite taandamise kiirust.

Russakova (1941) ja Fjodorovi (1946) andmetel on denitrifikatsioon anaeroobse protsess, mille kulgu aeroobsed tingimused nõrgendavad.

Nagu näha, on kirjanduses hapniku toime kohta denitrifikatsiooniprotsessisse mitmesuguseid ja vastuolulisi seisukohti. Mõned autorid käsitlevad denitrifikatsiooni anaeroobse protsessina, mõned aeroobse protsessina.

Korsakova (1941) jälgis denitrifikatsiooniprotsessi kulgu aeroobsetes ja anaeroobsetes tingimustes. Katsetest ta järeldas, et algul ei ole anaeroobsed tingimused vajalikud, kuid anaerobioosis kulgeb denitrifikatsioon lõpuni, aerobioosis aga peatub. Autor seletas denitrifikatsiooni katkemist aerobioosis kahe samaaegselt toimuva protsessi - hingamise ja denitrifikatsiooni koosmõjuga.

Kuna hingamisel orgaanilise aine oksüdeerimisenergia ületab sama aine oksüdeerimisenergia denitrifikatsiooniprotsessis, siis on denitrifikatsiooni katkemine tingitud orgaanilise aine puudusest.

Kui võtta orgaanilist ainet suuremas koguses, siis denitrifikatsioon ei peatu aeroobsetes tingimustes. Korsakova

järeldab, et denitrifikatsiooni toimumiseks ei ole anaeroobsed tingimused tingimata vajalikud.

Meiklejohni (1949) arvates on retokspotentsiaal selleks tingimuseks, mis määrab ära nitraatide taandamise.

Samal arvamusel on ka Rabotnova (1957), kelle andmetel denitrifikatsiooni edukaks kulgemiseks on vajalikud mulla NH_2 kõrged väärtused.

Lasting, Kaarli ja Gurfel (1966) lisavad nitraatide taandamiseks optimaalsetele tingimustele veel mulla neutraalse või nõrgalt leelise reaktsiooni.

Hadzijevoj (1967) väidab siiski, et nitraatide kui energeetilise materjali küllaldase olemasolu kõrval on nõutavad ka anaeroobsed tingimused. Nende puudumisel talitlevad denitrifitseerijad osaliselt ammonifitseerijatena. Eriti kevad-suve perioodil, mil sademeid on suhteliselt vähe.

Denitrifikatsiooniprotsessi kohta mullaviljakuse seisukohast on mitmesuguseid andmeid. Mõnede autorite arvates (Rabotnova, 1957, Fjedorov, 1949, Krassilnikov, 1958) on denitrifikatsioonil mulla lämmastikubilansis negatiivne mõju, taandades nitraate vaba lämmastikuni. See aga läheb mullaviljakuse seisukohast lähtudes kaduma.

Viimaste aastate uurimised aga on näidanud vastupidist. Üheks tähtsamaks ülesandeks on denitrifitseerijatel kaitserolli etendamine nitraatide väljauhtumise vastu mullast. Arvesse tulevad ka taimede ja denitrifitseerivate bakterite

kahepoolsed suhted. Suhete iseloom oleneb keskkonningimustest ja aastaajast.

Hadzijev (1967), Šilnikova ja Stakun (1963)

tegelesid põllumuldade mikrobioloogilise analüüsimisega. Nad täheldasid, et denitrifitseerijate bakterite hulk on taimede risosfääri piirkonnas suurem kui mujal ümbritsevas mullas. Selle põhjuseks arvatakse olevat taimede juureeritised, mida denitrifitseerijad kasutavad. Vegetatsiooniperioodi lõppedes denitrifitseerijate hulk mõnel määral väheneb. On teada, et vegetatsiooniperioodil kasutavad taimed suurel hulgal lämmastikühendeid, vaatamata sellele ei vähene aga nitraatide sisaldus mullas. Arvatavasti käitusid denitrifitseerijad sel ajal ammonifitseerijatena.

Kruglov (1960) uuris denitrifitseerijate bakterite mõju taimede kasvule ja lämmastiktootumisele maisi ja Pseudomonas fluorescens'i vahelistes suhetes. Kruglov lähtus asjaolust, et denitrifitseerijad on üheks arvukaks risosfääri mikroorganismide rühmaks. Vaatamata sellele, ei esine aga taimedel lämmastikunälga. On ilmne, et puudub otsene seos denitrifitseerijate bakterite ja mulla lämmastikusisalduse vahel.

Analüüsid näitasid, et kõikidel tingimustel ei toimunud nitraatse lämmastiku teendamist vabaks lämmastikuks.

Orgaanilise lämmastikuga söötmes oli Pseudomonas fluorescens ammonifitseeriva toimega, moodustades ammoniaaki Peptooniga

söötmes Pseudomonas fluorescens nitraati ei taandanud. Autori arvates kasutatakse peptooni süsiniku ja lämmastiku allikana, mitte aga vesiniku donaatorina nitraatide redutseerimise protsessis. Mitmete aminohapete juuresolekul toimus samaaegselt nitraatide taandamisega ka ammonifitseerimisprotsess. Kruglovi järgi oleneb denitrifitseerijate bakterite taimede kasvu soodustav või pidurdav toime mullas olevast lämmastikuvermist.

4) Aeroobsed tselluloosilagundajad bakterid

Tselluloosi lagundamine on mullas üks tähtsamaid protsesse, sest tselluloos on põhiliseks süsinikuallikaks mulla teistele mikroorganismide rühmadele. Tselluloos, olles suhteliselt püsiv aine, allub siiski mitmete bakterite, seente ja aktinomütseetide lagundavale toimetele (Hatsinjan, 1963).

Bakterite ja seente puhul toimub tselluloosi lagundamine erinevalt. Taimejäätmetele sattunud seene eosed idanevad, seene hüüfid tungivad läbi raku seinaga raku ja lagundamine algab intratsellulaarselt. Bakterid tungivad taimerakku ainult vigastatud kohast, muidu algab tselluloosi lagundamine ekstratsellulaarselt.

Tselluloosilagundavate bakterite arv mullas ulatub tavaliselt mõne tuhandeni 1 g kuiva mulla kohta. Nende põhimass esineb pealmises 50 cm paksuses mullakihis (Lasting, 1966). Zaharenko (1962) andmetel on tselluloosilagundavaid

seeni leitud kuni 2 m sügavuselt.

Tselluloosilagundava mikrofloora arvukus on maksimaalne kevadel, suvel alaneb ja sügiseks mõningal määral tõuseb.

Looduslikes muldades on tselluloosi lagundava mikrofloora arvukus minimaalne (Lasting, 1966). Muldade kultuuristamisel tselluloosi lagundavate mikroobide arvukus tõuseb tunduvalt. Kui kultuuristamisele lisandub veel väetamine, tõuseb tselluloosilagundajate arvukus veelgi (Hatsikjan, 1963).

Tselluloosi lagundamine sõltub orgaaniliste lämmastikühendite mineralisatsioonist. Intensiivne mineralisatsiooniprotsess ise loomustab tselluloosilagundajate esinemist mullas (Lasting, 1966).

Tselluloosilagundavate bakterite arvukus oleneb mulla reaktsioonist, temperatuurist ja niiskusest. Nende aktiivsus sõltub ka mullatüübist ja mulla horisondist.

Aeroobsed tselluloosilagundajad bakterid esinevad neutraalse reaktsiooniga hästi õhustatud muldades. Õhustatud happelistes muldades on ülekaalus seened ning rasketes ja niisketes muldades anaeroobsed tselluloosilagundajad bakterid (Pechen, 1960).

Žukova (1959) järgi on tselluloosilagundavate bakterite arvukus maksimaalne nõrgalt happelistel, huumuse-, fosfori- ja lämmastikurikaste muldades. Neis muldades ulatub tselluloosilagundajate arvukus kuni kümne tuhandeni 1 g

kuivas mullas. Lupjamis ja sõnnikuga väetamise tugevat mõju on tuvastanud ka Hatsikjan (1963) ja Burakova (1965).

Suur osa muldi on aeroobsetele tselluloosilagundavatele bakteritele mürgised, eriti leetmullad, soostunud leetmullad, siidresoo- ja rabamullad. Teksilisuse määravad mulla füüsikalise-keemilised omadused ning antagonistlike omadustega mikroobide arvukus. Sagedasteks tselluloosilagundajate antagonistideks on mikroseened perekondade Penicillium, Trichoderma, Foma ja Aspergillus ning mõned sporegeensed bakterid ja aktinomütseedid (Zukova, 1963).

Antinomütseedid eraldavad mulda antibiootilisi aineid, mis pärssivad tselluloosilagundajate bakterite arengut. Muldades, kus tselluloosilagundajate bakterite areng on takistatud, lagundatakse tselluloos mulla seente ja antinomütseetide poolt (Faizijeva, 1964).

Zaharenko (1962) andmetel tselluloosilagundamise aktiivsus oleneb mulla temperatuurist ja niiskusest.

Teiste mullatingimuste kõrval avalda tselluloosilagundava mikrofloora arvukusele olulist toimet mulla reaktsioon. Zukova (1962) katsete alusel on tselluloosilagundava mikrofloora optimaalseks arenguks vajalik neutraalsele lähedane keskkonna reaktsioon (7,3 - 8,9).

Halliwell (1965) uuris rekuvabade preparaatide tselluloosi hüdrolyüsi võimet ja leidis, et tselluloosi täielikum ja intensiivsem hüdrolyüs toimus keskkonnas, mille pH oli 5.

Näib, et tselluloosilagundavate mikroobide paljunemiseks optimaalne keskkonna reaktsioon ei tähenda veel optimaalset reaktsiooni tselluloosi hüdroolüüsi teostava ensüümsüsteemi jaoks.

Bernhardi (1965) katsetest ilmus, et aeroobsed tselluloosi lagundavate mikroobide tegevus on taimede riisofääris intensiivsem kui mullal pinnases. See on seletatav taime juureeritiste kasutamisega mikroobide poolt.

Katsetes idanevate seemnetega täheldasid samasugust efekti ka Verona ja Picci (1960). Nad paigutasid Petri tassidesse niisutatud filterpaberid, mida infitseeriti viljaka mullaga ja inkubeeriti 26° C juures. Enne katset idandati ühel osal paberitest taimeseemneid. Filterpaberi lagundamise aste oli kõrgem seal, kus eelnevalt idandati nisu, lutseral ja naeri seemneid.

Kultuuristatud muldades on intensiivsemateks tselluloosilagundajateks bakterid perekondadest Cytophaga, Cellvibrio ja Cellfalcicula (Pechon, 1960). Limabakteritest lagundavad tselluloosi aktiivselt perekondade Myeococcus ja Angioceccus (Kezeva, Belzova, 1963).

B. EKSPERIMENTAALNE OSA

IV KATSEMETOODIKA

1) Katseala kirjeldus

Madalsoo ja raba katsed asusid Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituudi Tooma Katsebaasis. Vaatluse all oli kuus katsevarianti. Variantid olid erineva kuivendusintensiivsusega. Variantid I kuni III asusid Veldingsoo - nimelises madalsoos. I katsevariandi keskmine põhjavee sügavus oli 137 cm, II katsevariandi keskmine põhjavee sügavus oli 128 cm ning III katsevariandi keskmine põhjavee sügavus 107 cm.

Nimetatud katseala kasutati

1950 - 1957 a kultuurkarjamaana.

1957 - 1963 a kasvatati seal kõrrelisi heinakultuure.

1963 - 1968 a kasvatati samuti kõrrelisi heintaimi, mida tsükliliselt niideti ja kasutati karjatamiseks.

1969 a rajati kultuurniit.

Kogu katsealale anti aastati väetisi ühtlaselt, arvestusega 60 kg P superfosfaadina, 90 kg K kaaliskoolana või kaaliumkloriidina ja 30 kg Cu vasksulfaadina igal neljandal aastal.

Alates 1964 aastast igal aastal ka N ammooniumsalpeetrina, arvestusega 50 kg ha kohta. Katseala kuivendati esamkordselt 1950 a.

IV, V ja VI variant asusid Pihlakaraba nimelises kõrgrabas, mis kuivendati 1965 aastal.

IV katsevariandi keskmine põhjavee sügavus oli 90 cm, V katsevariandi keskmine põhjavee sügavus oli 41 cm ning VI katsevariandi keskmine põhjavee sügavus oli 30 cm.

1966 a. kevadel külvati katsepinnale ristisuunas dreenidele ristik, kusjuures VI katsevariant jäeti kultuurita.

Külviseltselt (1966 a.) katseala lubjati tolmöpõlev-kiivi tuhaga, arvestusega 20 t ha-le.

Väetistest anti igal katsele eelnenud aastal ja ka 1966 a. 60 kg P superfosfaadina ja 90 kg K kaalisoolana ning 1966 a. lisaks sellele ka 30 kg Cu vasksulfaadina ha kohta.

2) Analüüside metoodika

Kuna mikroorganismide otsese mikroskoopilise loendamise meetod oma töömahukuse tõttu ei ole rohkearvuliste mulla mikrobioloogiliste analüüside puhul rakendatav, siis kasutati lihtsamat piirlahjenduste meetodit. Selle meetodi puuduseks tuleb lugeda väikest täpsust. Arvestada tuleb ka sellega, et mullasuspensiooni valmistamisel võib liigne loksutamine osa mikroobe hävitada ning kõik mikroorganismid ei vabane mullaosakestelt. Ka mikroorganismide paiknemine ei ole mullalahuses alati ühtlane. Et osa mikroorganisme esinevad streptokokkidena, sartsiinidena jne. siis loendamisel saame mikroorganismide suhtelise arvukuse, mis ei väljenda mullas tegelikult esinevat arvukust.

Eeldatakse siiski, et eespool nimetatud põhjused ei muuda oluliselt mikroorganismide suhtelist arvukust.

Ideaalsete keskkonnatingimuste puhul, mida on võimalik luua laboratooriumis (temperatuur, niiskus, toitainete küllus jne) esineb mikroorganismide elutegevuse normaalne kulg, mille taustal saab küllaldase täpsusega uurida mingi meid huvitava faktori toimet mikroobidesse.

Mullaproovide võtmine toimus standartmeetodi alusel (Ražumovskaja, 1960). Proovid võeti 1968.a. katsetest 2 - 20 ja 10 - 20 cm sügavuselt ning 1969.a. katsetest 2 - 10 cm sügavuselt. Proovidest tehti

mikrobioloogiliste näitajate uurimiseks külvid 1 ööpäeva jooksul. Külvide tegemiseks kasutati piirlahjenduste meetodil saadud mullalahjendusi. Esimese lahjenduse saamiseks kaaluti 10 g mulda 90 ml steriilse vee kohta ja loksutati mullasuspensiooni 15 minutit, et eraldada mullatükikestele adsorbeerunud mikroobid. Järgneva lahjenduse saamiseks viidi 5 ml esimese lahjenduse mullasuspensiooni 45 ml steriilsesse vette. Kolmanda lahjenduse saamiseks jälle 5 ml teise lahjenduse mullasuspensiooni 45 ml steriilsesse vette jne.

Hirte (1962) arvates mõjub kestvam loksutamine mikroorganismidele hävitavalt. Olenevalt mikroorganismide füsioloogilisest rühmast, teostati külvid erinevatest lahjendustest.

Aeroobsed tselluloosi lagundavad bakterid külvati filterpaberi ribaga varustatud Hutehinsoni vedelsöötmesse teisest, kolmandast ja neljandast lahjendusest.

Nitrifitseerijad bakterid kasvatati Vinogradski vedelsöötmes, kusjuures külvid tehti teisest kuni kuueandast lahjendusest, olenevalt analüüsi teostamise ajast.

Denitrifitseerivad bakterid külvati esimesest kuni seitsmendast lahjendusest, olenevalt analüüsi teostamise ajast ja kohast, indikaatoriga varustatud Hiltay vedelsöötmesse. Indikaatorina kasutati 0,1 % broontümooolsinise alkoholilahust.

Vedelsöötmete puhul oli külvimääraks 1 ml mulla-

suspensiooni katseklaasi kohta. Külvid tehti kolmes korduses.

Roisubakterid külvati lihapeptonagarisse (LPA) 1968.a. katsetes seitsmendast lahjendusest (0,5 ml) ja 1969.a. katsetes neljandast lahjendusest (0,5 ml).

Kõik külvatud söötmed inkubeeriti termostaadis 28° juures. Roisubakterite kolooniad loendati tandsööt- mel kolmandal, neljandal ja viiendal päeval pärast külvi.

Aeroobsete tselluloosi lagundavate ja nitrifitseeri- vate bakterite esinemine tehti kindlaks teisel, kolmandal ja neljandal nädalal pärast külvi.

Hiltay vedelsöötmes kultiveeritud denitrifitseeri- vaid baktereid jälgiti kolmandal ja viiendal päeval pärast külvi.

Nitrifitseerivate bakterite esinemise kindlaks- tegemiseks kultuurivedelikus määrati nii nitritite kui ka nitraatide sisaldus difenüülamiini väävelhappelahusega ja ainult nitritite teket jälgiti Griessi reaktiiviga neljandal vaatlusnädalal.

Denitrifitseerivate bakterite puhul oli arengu hindamisel aluseks gaasi eraldumine, söötme värvuse muut- mine rohelisest siniseks.

Aeroobsete tselluloosi lagundavate mikroobide puhul jälgiti filterpaberi lagunemise astet, lima teket ja selle värvust.

Vedelsöötmes kultiveeritud bakterite arv määrati McCrady tabeli abil. Mikroorganismide hulk väljendatakse 1 g kuiva mulla kohta. Selleks määrati niiskuskoeffitsient K , millega korrutatakse 1 g toormulla kohta saadud tulemused.

$$K = \frac{\text{mulla hulk grammides enne } 10^3 \text{ juures kuivatamist}}{\text{mulla hulk grammides pärast } 10^3 \text{ juures kuivatamist.}}$$

Võrreldavate andmete saamiseks annab ka McCrady tabel tulemused 1 g kunia mulla kohta.

Roisubakterite arvu kindlakstegemise tardsöötmele toimus järgmiselt. Petri tassis loendati kolooniate arv. Juhul kui külvimäär oli 1 ml ja eeldati, et iga mikroob andis söötmes koloonia, siis korrutati saadud kolooniate arv mullalahuse lahjendusega. Nii saadigi 1 g mullas olevate mikroobide arv, mida korrutati veel niiskuskoeffitsient K -ga ja saadi 1 g kuivas mullas olevate roisubakterite arv. Juhul, kui külvimäär on väiksem kui 1 ml, siis arvutatakse mikroobide arv kõigepealt 1 ml mullalahuse kohta.

Paralleelselt mikrobioloogiliste analüüsidega määrati ka mulla niiskus protsentides termostaadis 10^3 juures.

Mulla redokspotensiaal (rH_2) ja mulla reaktsioon (pH) määrati potentsiomeetriga P-307. Mullaekstrakti E_h määramine toimus standardlahusega võrdlemise printsiibil.

Standardlahuseks oli fiksaanaalist valmistatud 0,1 n soolhappelahus. Standardlahusele lisati kinhüdrooni, kuni kinhüdrooni küllastatud lahuse saamiseni.

Mullaekstrakti saamiseks kaaluti 5 g mulda, millele lisati 50 ml ekstrahenti. Mulla pH määramisel oli ekstrahendiks 1 n KCl ja Eh määramisel destilleeritud vesi.

Ekstraheerimine toimus 0,5 tunni jooksul. Pärast ekstraheerimist lasti ekstraktil seista mulla sadenemiseni ja määramiseks kasutati suhteliselt selget sademepealset vedelikku. Uuritavasse lahusesse lisati kinhüdrooni pH määramisel. Eh määramine toimus ilma kinhüdroonita. Määramisel kasutati plaatina elektroode.

Mullaekstrakti pH arvutati valemi järgi

$$pH_u = pH_{st} + \frac{Ex}{k}$$

pH_u - uuritava lahuse reaktsioon

pH_{st} - standardlahuse reaktsioon (1,041)

Ex - määramisel saadud lugem voltides

k - Nersti konstant, mille väärtus sõltub uuritava lahuse temperatuurist.

Kui standardlahus oli ühendatud positiivse elektroodiga, tuleb väärtus $\frac{Ex}{k}$ liita ja vastupidi.

Eh määramisel tuleb lugem standardlahuse potentsiaal-ist (mis sõltub uuritava lahuse temperatuurist) lahutada, kui standardlahus oli ühendatud positiivse elektroodiga ja vastupidi. Lahutamise (liitmise) tulemusena saadakse uuritava lahuse Eh voltides.

Kui pH ja E_h on leitud, arvutatakse redokspotensiaal (mH_2) valemi abil.

$$mH_2 = \frac{100 E_h}{3} + 2 pH$$

Mikrobioloogiliste analüüside andmete statistilisel läbitöötlusel leiti variantide erinevuse usalduspiir ja võrreldi variantide dünaamikate erinevust Pearsoni kooskõlakriteeriumi (χ^2 - testi) abil Beiley (1960). Kumbki analüüs põhineb sama mikroobirühma arvukuse võrdlusel kahe katsevariandi puhul, kusjuures ühe nendest (kuivendamata katsevariant) on võetud nullvariandiks, mille suhtes võrreldakse mingi faktoriga mõjustatud varianti. Antud töös on mõjufaktoriks erinev kuivendusaste. Juhul, kui on tarvis võrrelda kuivendatud variante omavahel, siis võetakse nullvariandiks paremaid tulemusi andnud variant. Kuna antud katse koosneb kahest osast;

Kuivendamise mõju madaloo (I-III variant) ja rabamulla (IV-VI variant) mikrofloora arvukusele, siis on nullvariantideks vastavalt III ja VI (kuivendamata variantid).

3) Ohutusnõuded

Mikrobioloogia laboratooriumis töötamisega kaasneb kontsentreeritud hapete ja aluste ning mitmesuguste elusorganismidele toksiliste ainete kasutamine. Et osa kemikaale on õhu juurdepääsul isesüttivad, siis tuleb jälgida, et nõud, milles neid säilitatakse oleksid korralikult suletud ja kaitstud purunemise eest.

Mikrobioloogilisel analüüsil tehakse külvid steriilsuse saavutamiseks gaasileegi juuresolekul. Töö lõpetamisel tuleb kõik gaasikraanid sulgeda. Elektri abil köetavate rõhu all töötavate aparaatide (autoklaav) ekspluateerimisreeglite rikkumine võib tekitada kehavigastusi ja saada ka eluohtlikuks.

Katsete teostamisel jälgiti ohustustehnika nõudeid. Hapete, aluste, mürgiste ainete ja gaasileegi kasutamisel peeti silmas eeskirju. Tööd hapete, alustega ja mürgiste kemikaalidega viidi läbi tõmbekapis. Söötmete steriliseerimisel kasutatava autoklaavi ehitust õpiti põhjalikult tundma ning selle kohta soovitati töö juhendajale arvestus. Autoklaavimine toimus vastavalt eeskirjadele mitte kõrge-
ma rõhu juures kui lubatud (2 atmosfääri).

Autoklaavimist alustades jälgiti, et katelt ja steriliseerimiskambrit monomeetriga ühendavad kraanid oleksid nõutud asendis. Steriliseerimiskambrit väljuv aur juhiti vette. Autoklaavimise ajal ei jäetud autoklaavi

järeelvaivets. Steriliseerimiskamber avati pärast rõhu lange-
mist (autoklaavi kasutamisreeglid, 1959).

4) Meteoroloogilised tingimused

Õhu- ja mullatemperatuurid ning sademete hulk on toodud Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituudi Tooma Katsebaasi agrometeoroloogilise vaatluspunkti andmete järgi. Tabelis 1 on toodud meteoroloogilised tingimused 1969 a. vegetatsiooniperioodi kohta.

Mulla niiskus määrati töö teostaja poolt laboratooriumis paralleelselt mikrobioloogilise analüüsiga. Mulla niiskus %-des (tabel 2) iseloomustab mulla niiskust snallüüsi ajal.

Mulla temperatuur mõõdeti 0-10 cm sügavuses mullakihis. Tabelis 1 tuuakse keskmised mullatemperatuurid kuude kaupa.

Maist oktoobrini läbiviidud temperatuuri mõõtmised näitavad, et kuu keskmine mulla temperatuur oli maksimaalne juulis. Kuu keskmise temperatuuri suuruse alusel järgnevad juulile august, juuni, september, mai ja oktoober.

Õhutemperatuuri järgi (mõõtmised on tehtud samaaegselt mullatemperatuuri mõõtmisega) vastuvad kuud järgmiselt: juuli, juuni, august, september, mai ja oktoober. Toodud andmed näitavad, et õhutemperatuur oli kõige kõrgem juuli kolmandal ($18,7^{\circ}\text{C}$) ja juuni teisel dekaadil ($18,0^{\circ}\text{C}$) ning kõige madalam oktoobri kolmandal dekaadil ($2,1^{\circ}\text{C}$).

Ilmneb, et mais, juulis, augustis, septembris ja oktoobris on kuu keskmine mullatemperatuur kõrgem kui keskmine õhutemperatuur. Tõenäoliselt oleneb see sellest, et päikesepaistelistel perioodidel neelab muld soojusenergiat rohkem kui õhk ja jahtub õhust aeglasemalt.

Mulla niiskuse ja temperatuuri analüüs näitab, et muld on elukeskkonnana õhust ühtlasem.

Sademe andmed näitavad, et kõige sademeterikkamaks kuuks oli september (101,3 mm), millele järgnevad juuli, mai, august, oktoober ja kõige sademetevaesem juuni (20,8 mm).

Näib, et mulla niiskus antud momendil oleneb eelkõige eelneva perioodi sademete hulgast. Vaatamata vähesele sademete hulgale oli mulla niiskus suurim oktoobris (76,0 %), arvatavasti oli see tingitud aurumise vähesusest. Suhteliselt suur niiskus juunis (75,2 %) oli tõenäoliselt tingitud kevadiste sademete mõjust. Üeldut tõendab ka fakt, et suhteliselt kõrge sademete hulk juulis ei tõstnud oluliselt mulla niiskust (tabel 1).

Tabel 1

Meteoroloogilised andmed 1969 a. vegetatsiooniperioodi kohta

Kuu	Dekaad	Õhu-temperatuur °C	Keskmine mullatemperatuur °C 0-10 cm sügavusel	Sademed mm-tes	Mulla niiskus %-des
Mai	1	8,4		0,6	-
	2	9,4		78,3	-
	3	9,5		1,9	73,6
	Keskmine	9,1	9,4	80,8	73,6
Juuni	1	11,6		3,0	-
	2	18,0		1,6	75,2
	3	15,6		16,2	-
	Keskmine	15,1	15,1	20,8	75,2
Juuli	1	15,6		47,8	-
	2	14,7		29,8	74,5
	3	18,7		9,2	-
	Keskmine	16,4	16,8	86,8	74,5
August	1	15,3		0,0	76,6
	2	15,8		1,2	-
	3	14,3		58,9	-
	Keskmine	15,1	15,4	60,1	76,6
September	1	11,0		11,4	-
	2	11,2		36,5	-
	3	7,5		53,4	-
	Keskmine	9,9	10,8	101,3	-
Oktoober	1	6,0		11,1	76,6
	2	7,2		1,1	-
	3	2,1		22,9	71,5
	Keskmine	5,0	5,4	35,1	76,0

Mulla niiskus % -des 1969.a. vegetatsiooniperioodil

Variandid	Proovivõtmise aeg ja mulla niiskus % -des							Vegetatsiooni- perioodi keskmine mul- la niiskus % -des
	27.V	16.VI	11.VII	17.VII	9.VIII	8.X	23.X	
I	71	71	72	69	71	70	69	70,4
II	75	69,1	70	71	75	71	66	71,1
III	79	70,2	70	70	77	70	67	71,9
IV	64	70,1	71	72	63	86	78	72,0
V	82,9	82,7	82	76	84	77	86	81,5
VI	89	88,5	88	84	88	86	87	87,2

V KATSETE TULEMUSED JA NENDE ARUTELU

1) Aeratsiooni mõju mõnede mikroobirühmade arvukusse

Mikrobioloogilised analüüsid teostati 1968 a. juunist kuni oktoobrini. Analüüside eesmärgiks oli jälgida mõnede mikroobirühmade arvukuse sõltuvust pinnase aeratsioonist. Halvemate aeratsiooni tingimuste loomiseks rulliti pinnas pärast katsekultuuri oder "Maja", külvi. Mulla proovid võeti 2-20, 2-10 ja 10-20 cm sügavuselt.

Pinnase rullimisest tingitud anaeroobsemad tingimused olid mõningal määral märgatavad pärast rullimist tehtud esimesel analüüsil. Hilisemate analüüside puhul rullimise mõju ei avaldunud. Rullimise mõju lühiajaline efekt on seletatav, sest rullimisele järgnevad tugev vihm viis rullimata variandi õhustatuse tingimused enamvähem rullitud variandi tasemele. Arvesse tuleb ka see, 2-20 cm sügavusel on mulla poorsus küllalt suur selleks, et tagada mikroobide elutegevuseks küllaldaselt õhku.

Tabelis 3 on toodud andmed mulla niiskuse kohta 1968 a. vegetatsiooniperioodil.

Järgnevalt antakse lühike ülevaade mikrobioloogiliste analüüside tulemustest.

Roisubakterite arvukus oli maksimaalne kevadel. Katseaja vältel oli roisubakterite arvukus minimaalne augustis ja maksimaalne juunis, vastavalt 9,6 ja $45,2 \cdot 10^7$ bakterit 1 g kuivas mullas (tabel 5). Katse algul puudusid erinevused nii variantide kui proovivõtmise sügavuse vahel. Hiljem avaldus tendents, et pindkihis oli baktereid vähem kui 10 - 20 cm sügavusel.

Roisubakterite kõrge arvukus kevadel ja sügisel oli tingitud mulla orgaanilise aine sisalduse tõusust.

Mulla niiskus oli antud aastal võrdlemisi ühtlane (tabel 3). Kevad- ja sügisperioodil oli siiski täheledatav mulla niiskuse tõusu positiivne mõju roisubakterite arvukuse kasvule.

Nitriifitseerijate bakterite arvukus oli maksimaalne juulis (vähestest mullalahjendustest tehtud analüüsid ei võimalda anda täpset arvu) ja minimaalne oktoobris (tabel 6). Nitriifitseerijate bakterite kõrge arvukuse põhjus juulis on ebaselge. Arvatavasti on see tingitud nitriifitseerijate elutegevuseks sobiva mulla reaktsiooni esinemisest (tabel 4).

Tendents on sellele, et nitriifitseerijate bakterite intensiivne areng toimub 2 - 10 cm sügavusel.

Denitriifitseerijate bakterite arvukust rullimine alul suurendas, hiljem erinevused kadusid. Mulla niiskuse

suurenemine loob anaeroobsesemad tingimused, mis soodustab denitriifitseerijate bakterite paljunemist. Denitriifitseerijate bakterite arvukus oli maksimaalne sügisel, oktoobris (tabel 7).

Aeroobsete tselluloosilagundajate bakterite arenguks uuritav muld ei olnud sobiv, mistõttu tselluloosilagundamine toimus põhiliselt seente abil. Tselluloosilagundajate madala arvukuse tõttu on dünaamika ebaselge.

Mõnevõrra võib täheldada tselluloosilagundajate tegevuse aktiveerumist sügisel (tabel 8).

Mulla niiskus % -des 1968.a. vegetatsiooniperioodil

Variandid	sügavus cm-tes	rullimine	5.VI	21.VI	10.VII	6.VIII	6.X
I	0-20	rullitud	20,3	7,7	10,7	14,8	25,8
	0-10	rullimata	12,8	6,5	14,3	12,6	23,2
	10-20	rullimata	15,4	7,4	13,7	12,6	21,9
II	0-20	rullitud	13,7	8,2	13,5	12,9	27,5
	0-10	rullimata	15,5	9,4	17,6	11,6	25,7
	10-20	rullimata	17,1	9,2	17,2	11,6	10,6
III	0-20	rullitud	16,2	9,7	16,2	16,5	23,9
	0-10	rullimata	16,6	7,1	18,4	13,4	27,9
	10-20	rullimata	-	9,1	15,3	10,8	23,9

Mulla reaktsioon (pH) 1968.a. vegetatsiooniperioodil

Variandid	sügavus cm-tes	rullimine	5.VI	21.VI	10.VII	6.VIII	6.X
I	0-10	rullitud	7,1	6,7	7,8	4,4	6,9
	0-20	rullimata	6,9	6,9	7,7	5,1	7,3
	10-20	rullimata	6,5	6,9	7,9	5,3	7,0
II	0-10	rullitud	6,5	6,8	7,8	5,3	7,1
	0-20	rullimata	6,8	7,1	7,8	4,4	7,3
	10-20	rullimata	6,8	7,1	7,8	4,8	7,2
III	0-10	rullitud	6,9	7,1	7,8	5,1	7,3
	0-20	rullimata	6,9	6,8	7,8	5,2	6,6
	10-20	rullimata	-	7,1	7,9	4,1	7,0

Roisubakterite arvukus 10^7 1 g kuivas mullas

Tabel 5

Varilandid	sügavus cm-tes	rullimine	5.VI	21.VI	10.VII	6.VIII	6.X
I	0-20	rullitud	13	14	8,4	2,4	43
	0-10	rullimata	32	7,8	7,3	3,6	9,1
	10-20	rullimata	-	2,2	3,0	5,1	5,2
II	0-20	rullitud	30	5,1	6,0	2,9	4,0
	0-10	rullimata	59	5,1	17	17	1,3
	10-20	rullimata	-	4,2	3,2	43	1,4
III	0-20	rullitud	55	3,7	27	54	48
	0-10	rullimata	18	8,0	24	4,4	9,1
	10-20	rullimata	-	6,3	8,4	2,9	2,6

Tabel 6

Nitriifitseerijate bakterite arvukus 10^5 l g kuivas mullas

Variandid	sügavus cm-tes	rullimine	5.VI	21.VI	10.VII	6.VIII	6.X
I	0-20	rullitud	1,8	2,1	154	1,2	1,4
	0-10	rullimata	0,8	2,1	154	4,4	1,4
	10-20	rullimata	-	2,1	154	16,5	18
II	0-20	rullitud	1,9	1,7	154	3,8	4,1
	0-10	rullimata	0,2	1,7	154	3,3	4,7
	10-20	rullimata	-	1,4	154	1,4	1,2
III	0,20	rullitud	2,4	16	168	90	1,9
	0-10	rullimata	5,4	1,4	168	9	4,1
	10-20	rullimata	-	4,9	168	0,0	1,9

Tabel 7

Denitriifitseerijate bakterite arvukus 10^5 1 g kuivas mullas

Variandid	sügavus cm-tes	rullimine	5.VI	21.VI	10.VII	6.VIII	6.X
I	0-20	rullitud	11	10	1	5	18
	0-10	rullimata	5	0	23	1	6
	10-20	rullimata	-	3	5	10	12
II	0-20	rullitud	5	5	3	2	13
	0-10	rullimata	28	0	5	17	33
	10-20	rullimata	-	0,4	2	23	22
III	0-20	rullitud	11	3	5	19	12
	0-10	rullimata	3	2	12	5	15
	10-20	rullimata	-	3	9	28	6

Tabel 8

Aerobsete tselluloosilagundajate arvukus 10^3 1 g kuivas mullas

Variandid	sügavus cm-tes	rullimine	5.VI	21.VI	10.VII	6.VIII	6.X
I	0-20	rullitud	13	0,1	12	0	19
	0-10	rullimata	5,4	0,1	0,3	0,2	0,5
	10-20	rullimata	-	0,1	0,4	0	0,3
II	0-20	rullitud	0,2	0,1	0,9	0,1	19
	0-10	rullimata	15	0,1	17	0,8	15
	10-20	rullimata	-	0	5,4	0	1,1
III	0-20	rullitud	17	0	5,4	0	0,5
	0-10	rullimata	5,4	0,1	13	0	6,1
	10-20	rullimata	-	0	5,4	0	14

2) Turvasmulla kuivendamise mõju mõnede mikroobi-
rühmade arvukusse

Põldkatsete puhul esinevad ebaühtlased keskkonna-
tingimused, mis tihti kalduvad optimaalsetest kõrvale
ja võivad takistada uuritava faktori, antud juhul kuiven-
damise intensiivsuse ilmekat avaldumist. 1969 a. äär-
miselt kuiv suvi ja sellest tingitud mulla vähene niiskus
raskendavad katseandmete analüüsi tunduvalt.

Roisubakterite arvukus oli 1969 a.
ligikaudu kümme korda madalam kui 1968 a. Bakterite maksi-
maalne arvukus oli kevadel ja sügisel, millal mullas lei-
tus rohkesti orgaanilist ainet. Kevadel ja sügisel esi-
nenud madal mullatemperatuur ja suur mulla niiskus (tabel 1)
mõjusid soodsalt roisubakterite arengule. Mulla reaktsioon
ja redokspotensiaal (tabel 13, 14) roisubakterite arvu-
kusele nimetamisväärset mõju ei avaldanud.

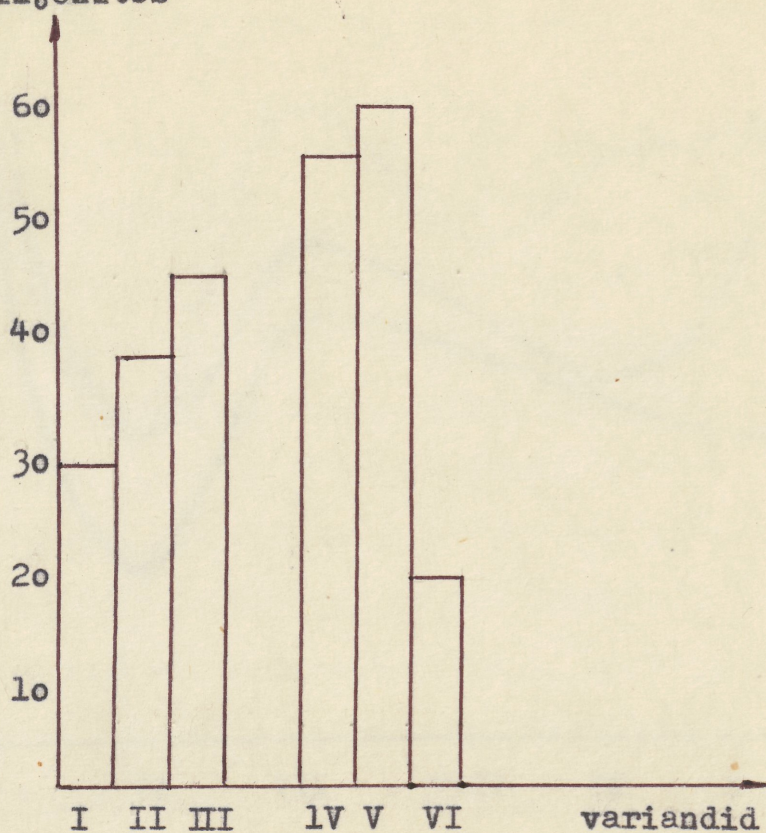
Kuivendamise mõju avaldub eriti ilmekalt vegetatsi-
oniperioodi algul, mil orgaanilise aine sisaldus oli
kõrge. Roisubakterite suur arv ja intensiivne elutegevus
tingib mulla vaesumine orgaanilisest ainest, millega
arvatavasti on põhjendatud bakterite suhteliselt madal
arvukus sügisel.

Joonisel 1 toodud roisubakterite aktiivarvude
võrdlemine näitab, et roisubakterite maksimaalne arv
esineb 41 cm põhjavee sügavusega kõrgrabas. Aktiivarv on

Roisubakterite arvukus 10^6 l g kuivas mullas

Variandid	27.V	16.VI	11.VII	17.VII	9.VIII	8.X	23.X	Variandi aktiivary
I	7,6	1,8	4,8	3,9	3,7	3,4	2,9	28,1
II	7,1	2,7	4,6	4,5	4,0	3,4	12	36,3
III	15	2,7	6,1	4,7	4,2	4,8	4,7	42,2
IV	4,7	3,9	9,9	6,8	11	8,4	9,1	53,8
V	2,9	4,1	9,0	6,2	11	5,5	19	57,7
VI	8,2	0,9	2,7	3,4	1,1	0,94	0,32	17,56

aktiivarv
miljonites



Joon. 1 . Kuivendamise mõju roisubakterite arvukusse (aktiivarv) 1969 a. vegetatsiooniperioodil

I - põhjaveesügavus 137 cm.

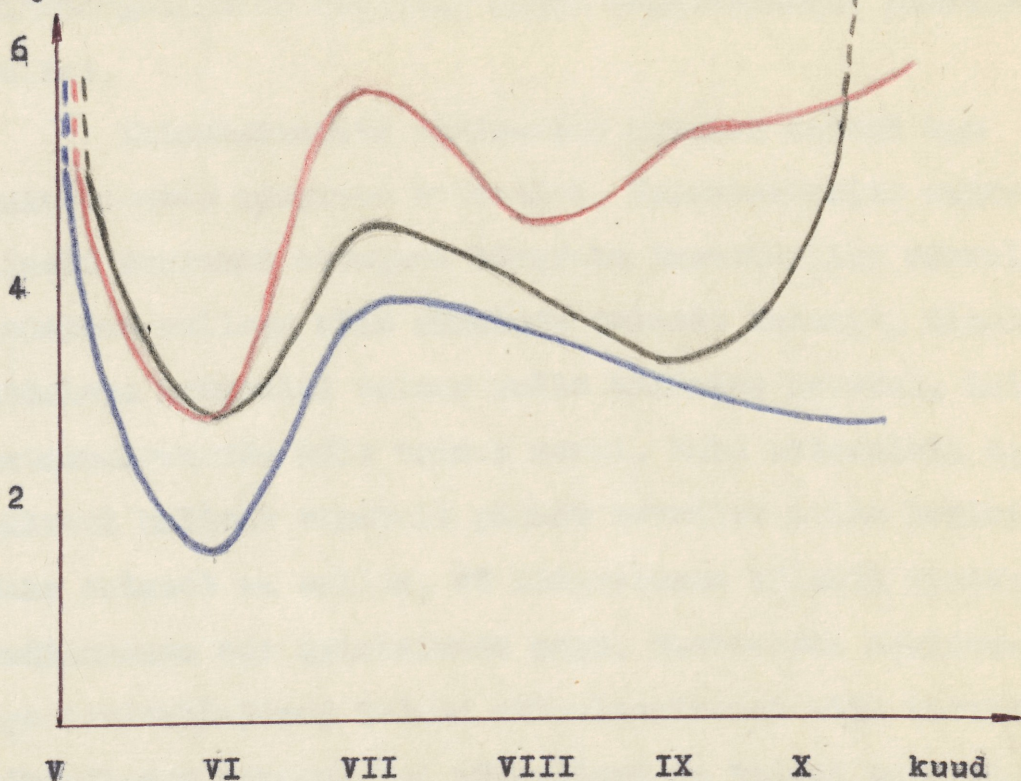
II - põhjaveesügavus 128 cm.

IV - põhjaveesügavus 90 cm..

V - põhjaveesügavus 41 cm.

III ja VI kuivendamata.

miljonites



Joon. 2. Kuiyendamise mõju roisubakterite arvukusse madalsoo turvasmullas

- põhjaveesügavus 127 cm
- põhjaveesügavus 128 cm
- kuiyendamata

mikroorganismide arvukuse summa vegetatsiooniperioodi vältel.

Roisubakterite minimaalne arvukus esineb aga kuivendamata kõrgraba katsealal. Roisubakterite suhteliselt suuremat arvukust kõrgraba turvasmullas võrreldes madalsoo mullaga võib seletada taimede toimega. Nimelt madalsoo katsealal toimus mulla harimine kevadel, kuid katsekultuuride külv toimus suvel. Raba katsealale aga külvati kultuur vahetult pärast kevadist mulla harimist. Vahe seisneb ka selles, et kõrgrabasse külvati ristik, madalsoosse aga heintaimede segu. Teatavasti avaldavad aga liblikõielised taimed stimuleerivamat mõju turvasmulla mikrofloora arengul kui kõrrelised ja teised heintaimed.

Üheks roisubakterite kõrgema arvukuse põhjuseks rabamullas oli arvatavasti ka see, et kõrgraba turvas sisaldab rohkem orgaanilist ainet kui madalsoo turvas.

Nitriifitseerijad bakterid
esinesid arvukamalt madalsoo katsealal (joonis 3),
Madalsoo katsealal esines nitriifitseerijaid baktereid arvukamalt 137 cm põhjavee sügavusega katsevariandis. Nitriifitseerijate bakterite minimaalne arvukus esines 128 cm põhjavee sügavusega katsealal.

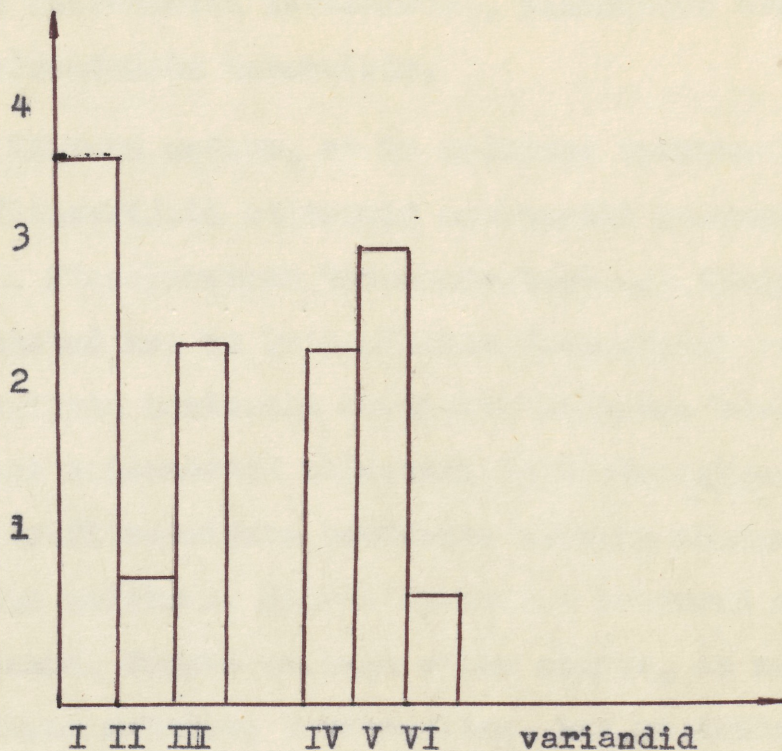
Näib, et kõrgraba katsealal on kuivendamine avaldanud nitriifitseerijate bakterite elutegevusele stimuleerivamat toimet võrreldes madalsoo katsealaga. Nitriifitseeri-

Tabel 10

Nitriifitseerijate bakterite arvukus 10^3 1 g kuivas mullas

Variandid	27.V	16.VI	11.VII	17.VII	9.VIII	8.X	23.X	Variandi aktiiv- arv
I	100	52	41	65	1500	130	1500	3388
II	1,4	66	66	55	250	120	340	898,4
III	0,8	460	370	50	880	450	61	2171,8
IV	13	160	52	71	260	1400	180	2136
V	1,8	44	110	17	37	65	2100	2959,8
VI	6,8	29	370	94	25	290	46	760,8

aktiivarv
miljonites



Joon. 3 . Kuivendamise mõju nitrifitseerijate bakterite arvukusse (aktiivarv) 1969 a. vegetatsiooniperioodil

I - põhjaveesügavus 137 cm.

II - põhjaveesügavus 128 cm.

IV - põhjaveesügavus 90 cm.

V - põhjaveesügavus 41 cm.

III ja VI kuivendamata.

jate bakterite maksimaalne arvukus kõrgraba turvasmullas esines kuivendatud katsealadel. Minimaalne arvukus langes aga kuivendamata katsealale.

Võinuks oodata, et ka madaloo turvasmullas esineks nitrifitseerijaid baktereid arvukamalt kuivendatud katsealadel. Käesolevatest katseandmetest aga ilmneb, et nii kuivendatud kui ka kuivendamata katsealadel esines nitrifitseerijaid baktereid arvukalt. Madaloo turvasmullas aga ühel kuivendatud katsealal (põhjavee sügavus 128 cm) oli nitrifitseerijate bakterite arvukus minimaalne, mida on raske seletada. Nitrifitseerijad bakterid on aeroobsed organismid. Seoses sellega võiks oodata, et nende arvukus oli kõrgem madaloo turvasmullas, kus on suhteliselt aeroobsemad tingimused võrreldes kõrgraba turvasmullaga. Käesolevates katseandmetes aga oli nitrifitseerijate bakterite arvukus peaaegu ühesugune nii madaloo kui ka kõrgraba turvasmullas.

Ilmselt tuleb siin arvestada taimede osaga. Kõrgraba turvasmullas kasvatati liblikõielisi vegetatsiooniperioodi algusest peale. Madaloo katseala oli kogu ulatuses vegetatsiooniperioodi algul taimetu. Suve keskel (juulis) külvati kogu katsealale kultuurhein.

D e n i t r i f i t s e e r i j a t e b a k t e r i t e

arvukus oli üldiselt madalam kui nitrifitseerijate bakterite arvukus (tabel 10,11). Denitrifitseerijate bakterite

arvukus oli maksimaalne juulis ja augustis. Minimaalne aga mais ja juunis.

Kirjanduse andmetel denitrifitseerijate bakterite arvukus tõuseb sügisel, millal mulla niiskuse tõusu tõttu keskkond muutub anaeroobsemaks. Käesolevatel katseandmetel ilmneb aga vastupidine tendents-denitrifitseerijate arvukus langeb vaatamata mulla niiskuse suurenemisele (tabel 2).

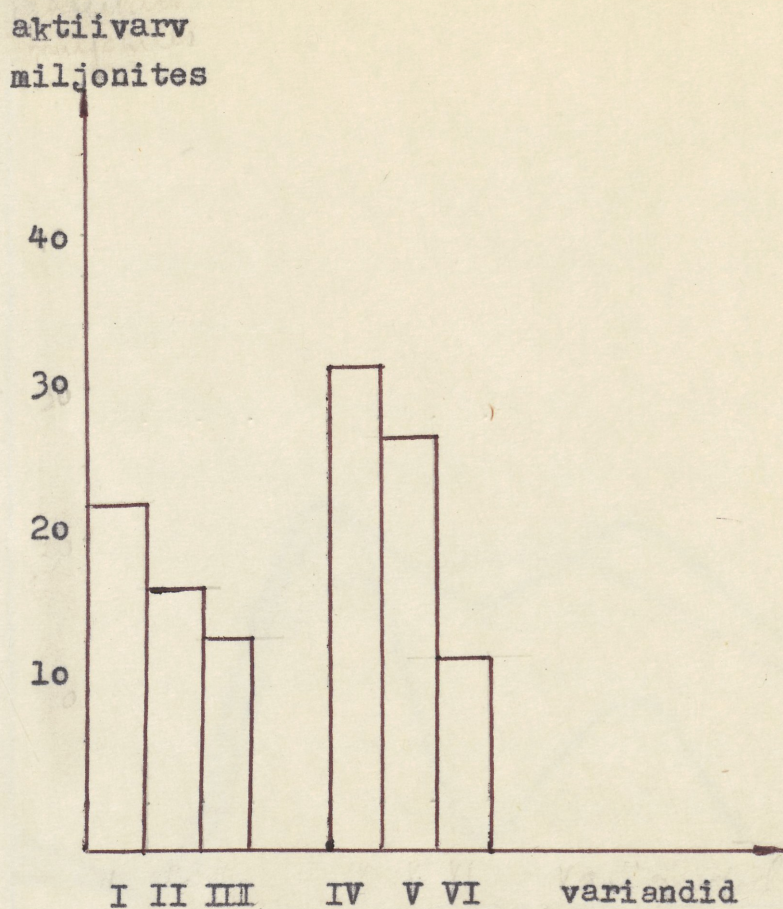
Kui võrrelda denitrifitseerijate arvukust madal- ja kõrgraba turvasmullas, siis selgub, et denitrifitseerijate arvukus oli kõrgraba turvasmullas kõrgem kui madal- soomullas. Kõikide kuivendusintensiivsuste puhul tähendati denitrifitseerijate bakterite arvukuse tõusu. Madal- soo katses on denitrifitseerijate arvukus maksimaalne 137 cm põhjavee sügavusega katsealal, minimaalne aga kuivendamata katsealal (joonis 4). Samasugust efekti võib tähendada ka kõrgraba turvasmullas. Mida madalam põhjavee tase, seda arvukamalt on esindatud denitrifitseerijad bakterid.

Võinuks oodata, et denitrifitseerijate arvukus oleks olnud maksimaalne kuivendamata katsealadel, kuna suurem mulla niiskus loob soodsamad tingimused denitrifitseerijate arenguks. Käesolevatest katseandmetest ilmneb, et just kuivendamine on denitrifitseerijate efektiivsust tõstvaks faktoriks. Ilmselt tuleb siin arvestada ka taimede osa turvasmulla mikrofloora aktiveerimisel. Vaatamata sellele, et kõrgrabades on ebasoodsamad tingimused mikroorganismide

Tabel 11

Denitritseerijate bakterite arvukus 10^6 g kuivas mullas

Variandid	27.V	16.VI	11.VII	17.VII	9.VIII	8.X	23.X	Variandi aktiiv arv
I	0,47	0,14	3,9	6,5	3,3	4,7	2,5	21,51
II	0,38	0,24	0,1	6,9	3,8	3,2	2,8	17,32
III	0,67	0,47	3,7	5,0	0,88	2,5	0,45	13,67
IV	0,31	0,14	4,8	16	4,8	3,2	0,91	30,16
V	0,82	0,04	6,1	6,4	0,0	11	1,8	26,16
VI	0,68	0,0	0,0	9,4	0,0	0,0	1,9	11,98



Joon. 4 . Kuivendamise mõju denitrifitseerijate bakterite arvukusse (aktiivarv) 1969 a. vegetatsiooniperioodil

I - põhjaveesügavus 137 cm.

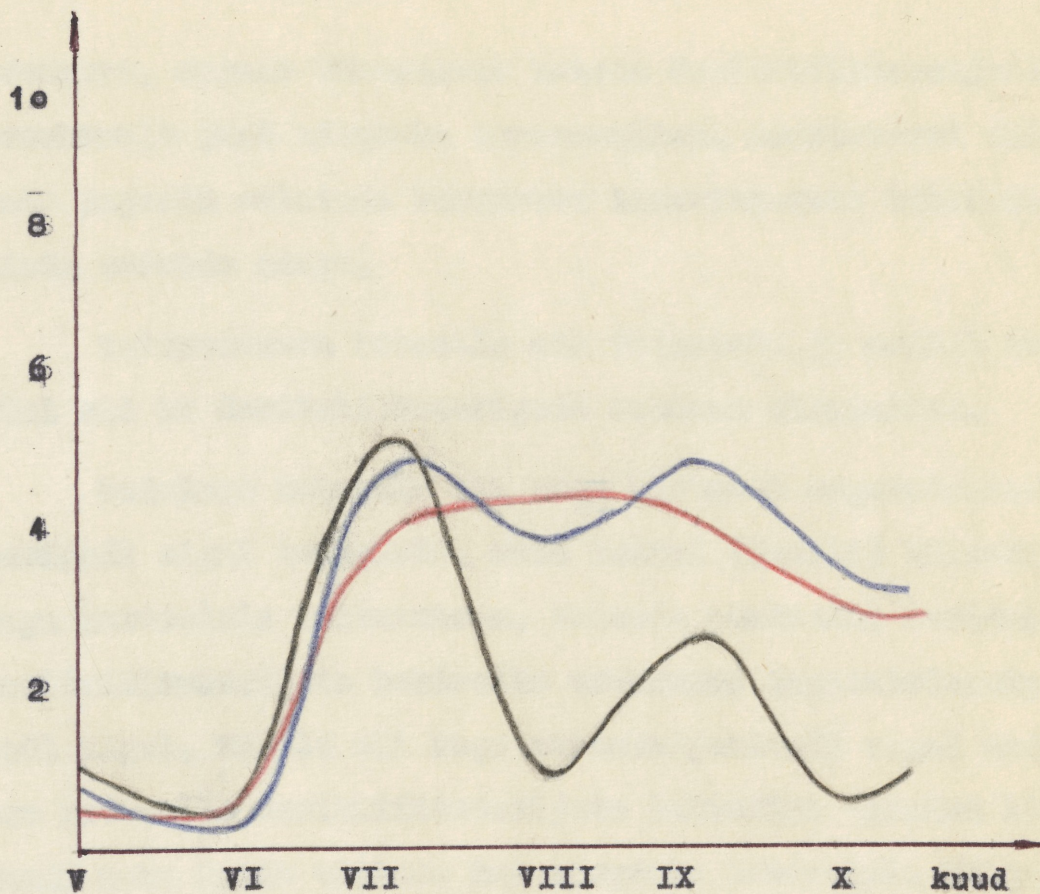
II - põhjaveesügavus 128 cm.

IV - põhjaveesügavus 90 cm.

V - põhjaveesügavus 41 cm.

III ja VI kuivendamata .

miljonites



Joon. 5. Kuiyendamise mõju denitriifitseerijate bakterite arvukusse madalsoo turvasmullas

- põhjaveesügavus 137 cm
- põhjaveesügavus 128 cm
- kuiyendamata

arenguks, esines käesolevas katses denitrifitseerijaid arvukamalt just kõrgraba turvasmullas. Arvatavasti võib seda asjaolu seletada kõrgrabas kasvatatavate liblikõieliste taimede osaga.

Kuivendamata katseala oli taimedeta ja sellel katsealal oli ka denitrifitseerijate arvukus minimaalne.

Madalsoo katseala oli kogu ulatuses vegetatsiooniperioodi algul taimedeta. Suve keskel (juulis) külvati kogu katsealale kultuurhein. Taimede puudumine avaldub ka denitrifitseerijate bakterite arvukuses vegetatsiooniperioodi algul. Nimelt oli vegetatsiooniperioodi algul madalsoo katsealal denitrifitseerijate bakterite arvukus ligikaudu kaks korda väiksem kui kõrgraba katsealal. Hiljem erinevus mõnevõrra vähenes, kuid siiski jäi kõrgraba turvasmullas denitrifitseerijate arvukus kõrgemaks kui madalsoomullas.

Aerobsete tselluloosilagundajate bakterite

maksimaalne arvukus langes kevad- ja sügiskuudele (tabel 12). Suvel, juulis ja augustis oli aerobsete tselluloosilagundajate arvukus minimaalne. Kevadel luuakse põllumuldades harimisega hea aeratsioon, mis võimaldab aerobsetel tselluloosilagundajatel bakteritel hakata intensiivselt lagundama sügisel mulda sattunud tselluloosi.

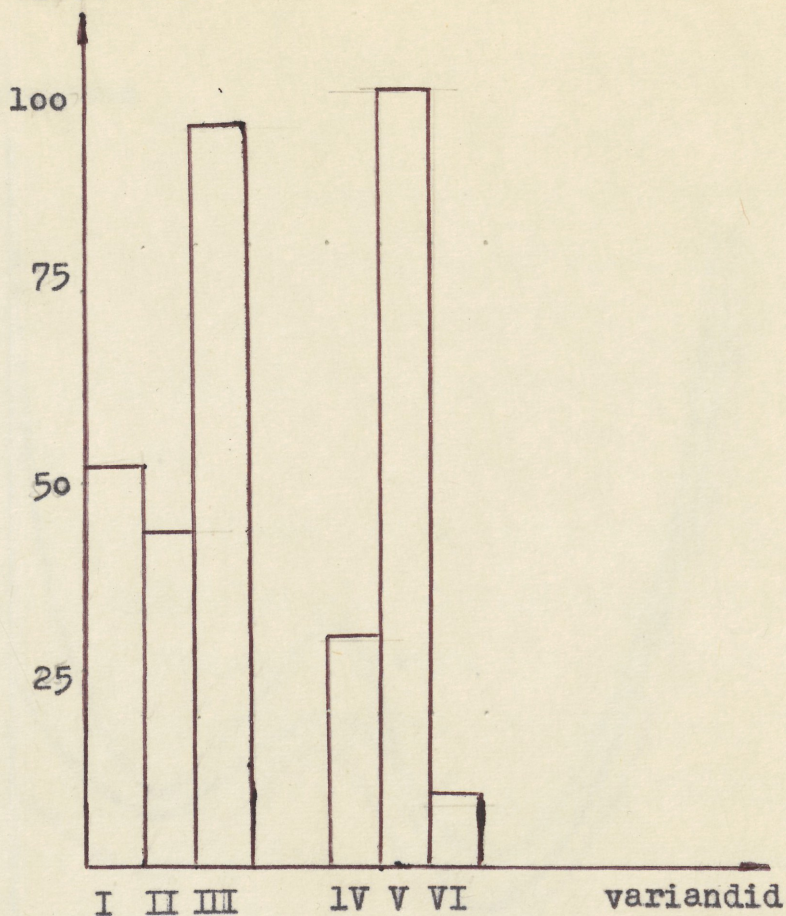
Kui võrrelda aerobsete tselluloosilagundajate bakterite arvukust madalsoo ja kõrgraba turvasmullas, siis

Tabel 12

Aerobsete tselluloosilagundajate bakterite arvukus 10^3 l g kuivas mullas

Variandid	27.V	16.VI	11.VII	17.VII	9.VIII	8.X	23.X	Variandi aktiiv- arv
I	16	1,6	3,4	1,5	0,14	47	1,1	56,34
II	1,4	0,8	2,5	0,69	0	8,3	32	45,69
III	2,1	1,5	3,2	0,67	0,39	47	43	97,86
IV	7,0	8,9	6,9	1,6	0,16	1,8	2,0	28,36
V	65	0,4	2,5	1,5	0,16	4,1	32	10,56
VI	1	0,33	1,2	0,69	0,0	0,0	0,0	3,22

aktiivarv
tuhandetes



Joon. 6 . Kuivendamise mõju aeroobsete tselluloosi-
lagundajate bakterite arvukusse (aktiivarv)
1969 a. vegetatsiooniperioodil

I - põhjaveesügavus 137 cm.

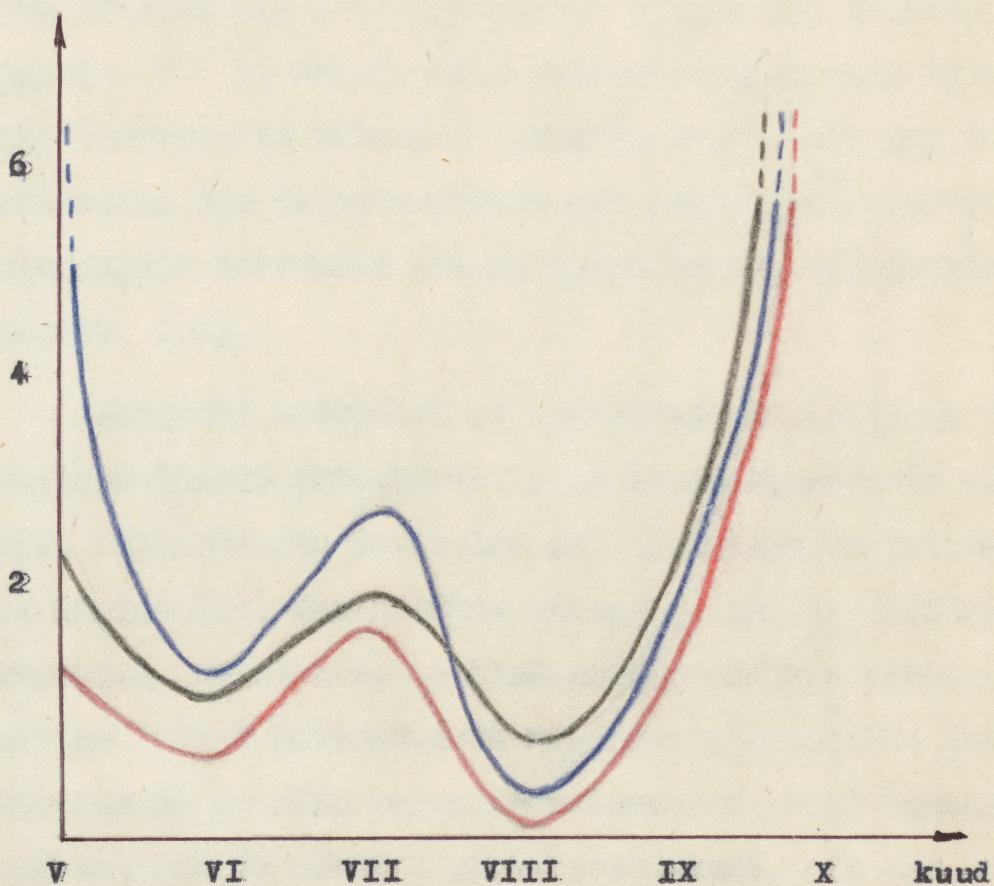
II - põhjaveesügavus 128 cm.

IV - põhjaveesügavus 90 cm.

V - põhjaveesügavus 41 cm.

III ja VI kuivendamata.

tuhandedes



Joon. 7. Kuiyendamise mõju aeroobsete tselluloosi-
lagundajate bakterite arvukusse madal-
survasmullas

— põhjaveesügavus 137 cm

— põhjaveesügavus 128 cm

— kuiyendamata

võib öelda, et aeroobsete tselluloosilagundajate bakterite arvukus oli madal soo mullas kõrgem kui rabamullas (joonis 7). Maksimaalne arvukus esines küll kõrgraba turvasmulla viiendas (põhjaveesügavus 41 cm) katsevariandis. Ent üldkokkuvõttes oli aeroobseid tselluloosilagundajaid baktereid arvukamalt madal soo turvasmullas (joonis 6,7).

Kõrgraba katsealal on kuivendamine avaldanud stimuleerivat toimet aeroobsete tselluloosilagundajate arvukusele. Kuivendamata katsealal oli nimetatud bakterite arvukus minimaalne. Vastupidine nähtus esines aga madal soo katsealal. Aeroobsete tselluloosilagundajate maksimaalne arvukus langes kuivendamata katsealale (tabel 12 joonis 6). Arvatavasti on siin tegemist katseveega, sest kuivendamisega luuakse ju pinnase parem aeratsioon, mis aga teatavasti on väga oluline faktor aeroobsete tselluloosilagundajate bakterite elutegevuses.

Mulla reaktsioon 1969.a. vegetatsiooniperioodil

Variandid	27.V	16.VI	11.VII	17.VII	9.VIII	8.X	23.XI
I	5,7	5,3	5,8	5,5	5,3	5,6	5,1
II	6,6	5,6	5,3	5,6	5,6	5,3	4,2
III	7,2	6,1	6,2	5,5	5,2	5,1	4,4
IV	5,9	4,8	6,6	5,1	5,1	4,7	4,3
V	3,0	7,8	5,4	5,4	5,2	4,9	4,5
VI	5,1	2,7	5,1	4,9	5,2	3,6	4,2

Mulla redokspotentsiaal 1969.a. vegetatsiooniperioodil

Variandid	27.V	16.VI	11.VII	17.VII	9.VIII	8.X	23.X
I	26,8	28,2	26,8	26,2	25,7	29,9	26,1
II	28,6	29,4	25,8	26,2	26,2	28,5	23,9
III	29,1	28,2	27,2	26,0	25,8	27,6	25,1
IV	27,5	32,3	28,3	26,6	25,5	27,1	25,2
V	26,4	33,5	26,4	26,1	25,7	27,1	25,3
VI	28,7	23,7	26,4	25,2	26,0	25,0	24,2

VI KOKKUVÕTE JA JÄRELDUSED

Kuivendamise toime madaloo ja rabamulla mikroflooras on mitmesugune ja sõltub uuritava mikroobirühma füsioloogilistest omadustest, kuivendamise intensiivsusest ning mullaviljakusest. Olulist mõju avaldavad ka mullatingimused ja katsealal kultiveeritavad kõrgemad taimed. Erinevad kuivendusintensiivsused võivad põhjustada kas bakterite arvukuse tõusu või langust. Oluline on teatud mullatingimustele optimaalse kuivendusintensiivsuse väljaselgitamine. Kuivendamise eesmärgiks on turvasmuldade muutmine põllumajanduslikuks kultuurmuldadeks, milles leiduvate toitainete sisalduse üle lubab otsustada mikroobide arvukus.

Teostatud katsete põhjal võib järeldada:

1. Roisubakterite arvukus suureneb kuivendamise toimele, seda eriti aga kõrgraba turvasmullas.
2. Roisubakterite arvukus oli maksimaalne kevadel ja sügisel, mil mullas orgaanilise aine sisaldus oli kõrge, mullatemperatuur aga suhteliselt madal ja niiskusesisaldus suur.
3. Kuivendamine avaldab stimuleerivat toimet nitriifitseerijate bakterite arvukusele turvasmullas.
4. Denitriifitseerijate bakterite arvukus suureneb kuivendamise toimele. Ilmneb tendents - mida madalam põhjavee tase, seda arvukamalt on esindatud denitriifitseeri-

jad bakterid.

5. Denitriifitseerijate bakterite arvukus on minimaalne kevadel, mil mulla harimisega on loodud tugevalt aeroobsed tingimused.

6. Aeroobsete tselluloosilagundajate bakterite arvukusele avaldab kuivendamine positiivset mõju kõrgraba turvasmullas.

Madalsoo turvasmullas on kuivendamise mõju aeroobsete tselluloosilagundajate bakterite arvukusele negatiivne.

7. Aeroobsete tselluloosilagundajate bakterite maksimaalne arvukus on kevadel, mil mulla harimisega luuakse soodsad tingimused nimetatud bakterite arenguks.

ВЛИЯНИЕ ОСУШЕНИЯ НА МИКРОФЛОРУ ТОРФЯНО - БОЛОТНОЙ ПОЧВЫ ВЕРХОВОГО И НИЗИННОГО ТИПА

Р е з ю м е

В опытах следили за влиянием осушения в различных комбинациях на численность микрофлоры торфяно-болотной почвы верхового и низинного типа.

Под наблюдением были аммонифицирующие, нитрифицирующие, денитрифицирующие и аэробные целлюлозоразлагающие бактерии.

Влияние осушения на микрофлору торфяно - болотной почвы исследовали у шести вариантов осушения.

Следили также за зависимостью численность микроорганизмов от условий почв и за наличием сезонной динамики.

Влияние осушения зависило от группы микроорганизмов и от интенсивности осушения, а также от типа торфяно-болотной почвы.

KIRJANDUSE LOETELU

- A r n d, T. H., 1916. Beiträge zur Kenntnis der Microbiologie und Kulturarten Hochmoore. Central bl. f. Bacteriologie, Parasitenkunde und Infektionskrankheiten, Bd. 45.
- B a r k w o r t h, H., B a t e s o n, Mary, 1966. The population level of presumptive Nitrosomonas and Nitrobacter in some English soils. Plant and soil, 22, 2 p. 220-228 (ref. P № 5 Б 575, 1966)
- B e r n h a r d, K., 1965. Die Abhängigkeit der microbiellen Celluloseaktivität im Bereich der engen von der Kultur und Wildpflanzenart. Thl. Bacteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten und Hyg., Abt. 2, 119, 6. p. 566-569 (ref. P № 8 Б 528, 1965).
- B r u i l l a u d, J., G r i z o u, V., M i c h e l, G., 1964. Mesure de l'activité de la microflore proteolytique des sols. Bull. Soc. histoire natur. Toulouse, 99, 1-2 p. 68-80 (ref. P № 7 Б 153, 1964)
- E i s e n, J., G u r f e l, D., 1960. Heinasaagi languse põhjustest madalsee kultuurniidul. "Sotsialistlik põllumajandus" 17, 1960, lk. 777-779.
- H a l l i w e l l, G., 1965. Total hydrolyses of celluloses by cellfree preparations from soil microorganisms. Biochem. J. 94 1. p. 19-20 (ref. P № 5 Б 680, 1965)

- H i r t e, W. 1962. Einige Untersuchungen zur Methodik der
Microbiologischen Bodenprobenverarbeitung
Zbl. Bacteriologie, Parasitenkunde, Infektions-
krankheiten und Hyg. Abt. 2, 115, 4 p. 394-403
(ref. PЖ 4 Б 274, 1964)
- K o z o v a, J., B e l z o v a, M. 1963. Učast mycobacterii
ne rozklader celulosu v půdě. Rostl. Vyroba,
9, nr. 7-8: 792-794 (ref. PЖ 4 Б 274, 1964)
- L a s t i n g, V., K a a r l i, L., G u r f e l, D. 1966.
Põhja-Eesti põhiliste mullaerimite mikro-
floora ja selle sõltuvus muldade kultuurista-
misest. Teaduslike tööde kogumik. ENSV Maa-
viljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise
Instituut, 8. lk. 27-31.
- L a s t i n g, V., G u r f e l, D. 1969. Liblikõieliste taimede
mõjust mulla mikroorganismide arengule. "Sotsia-
listlik põllumajandus" 22, 1969, lk. 1018-1021.
- M e a n e u r a, J., K u n c, P. 1965. V Nitrification Folia
microbiol., 2, p. 115-135 (ref. PЖ 24 Б 355,
1965).
- P i h o, A., K e v v e i, L. 1966. Mulla omaduste mõju nitri-
fikatsioonl käigule. Teaduslike tööde kogumik.
ENSV Maa viljeluse ja Maaparanduse Teadusliku
Uurimise Instituut, 8, 189-192.
- P i e t e r s, A. J. 1929. Green Manuring Principles and Prac-
tice. John Wiley and Sons. New York.

- R i t t e r, G. A. 1942. Merkwürdigkeiten bezüglich der Salpeterbildung in Moor boden. Internationale Mitteilungen für Bodenkunde. - Internationale Reports of Pedology, Bd. 11.
- S u n d m a n, Veronica, 1969. The pH tolerance of soil bacteria. Suomen kemistiseuran tiedonantoja 78, 2, 3-237 (ref. P № 1 Б 775, 1969).
- T o h v e r, V. 1966. Mikroobide biokeemia. Tartu, TÜ rotaprint lk. 305-309.
- V e r o n a, O., P i c c i, G. 1960. Influenza die sersigerminanti sulla microflora cellulosolitica del terreno. Ann. Fac. agr. Univ. Pisa, 21: 69-70 (ref. P № 16 Б 282, 1960).
- W a k s m a n, S. A., S t e v e n s, K. R. 1929. Contribution to the chemical composition of peat. V. The role of microorganisms in peat formation and decomposition. Soil Science, V. 23. Nr. 4.
- W a k s m a n, S. A. 1952. Soil Microbiology. John Wiley and Sons. New York.

- А л е к с е е в Е. 1959. Зеленое удобрение в непереносимой полосе. Селхозгиз. Москва.
- Б е й л и Н. 1960. Статические методы в биологии. Москва.
- Б е л и к о в а Н.М. 1929. Из результатов микробиологического изучения торфяника. О разложение клеточки в торфе. "Торфяное дело" № 10-11.
- Б у р а к о в а В.В. 1965. Микрофлора почв Енисейского севера и пути повышения её жизнедеятельности. Автореферат дисс. канд. биол. Рига.
- В а в у л о Ф.П. 1958. Закономерности распространения микроорганизмов в торфяно-болотных почвах. Вопросы почвенных микробиологии II Рига АН Лат. ССР, стр. 138-146.
- В а в у л о Ф.П. 1960. Влияние способ обработки торфяно-болотных почв низинного типа на микрофлору. Труды ин. микробиологи АН СССР. Москва.
- Г о л у б Т.Ф. 1958. Биохимические свойства торфяно-болотных почв и их изменения в связи с мелиорацией. Вопросы почвенн. микробиол. III АН Лат. ССР. Рига.
- Г о л у б Т.Ф. 1959. Некоторые вопросы биохимических исследований торфяно-болотных почв. Микробиология на службе сельскому хозяйству. Москва.

- Г у р ф е л ь Д., Л а с т и н г В. 1966. Об изменении микрофлоры верхового болота при окультурировании. Микробиология VIII, Таллин, стр.60-69.
- Ж у к о в а Р. А. 1959. Распространение аэробных целлюлозных бактерий в почвах Кольского полуострова. Микробиология, 28, I стр.948-950.
- Ж у к о в а Р.А. 1962. Об аэробных целлюлозных бактериях северных почв. Микробиология, 31, 6. стр.1054-1060.
- Ж у к о в а Р.А. 1963. Токсичность почв для аэробных целлюлозных бактерий. Почв. и с-х. микробиология. Ташкент. стр.67-73.
- З а х а р е н к о А.Ф. 1962. Разложение целлюлозы в почвах Таджикистана в естественных условиях. Тр. ин.-та почвовед. московского произ-ва и заготовок с-х продуктов Тадж. ССР стр.121-145 /реф.РЖ 16 Б 280, 1962/
- К и р а к о с я н А.М. 1963. Влияние чередования растений на аммонификаторы и выщелочных сероземах. Сб. научн. тр. АН Арм. с-х ин-т., 3, стр.103-128 /реф.РЖ 8Б 293, 1963 /
- К о з л о в К.А. 1960. Влияние обработки на микрофлору торфяно-болотной почвы верхового типа. Труды института микробиологии, Москва АН СССР. стр.292-297.

- К о р с а к о в а М.П. 1930. Итоги стационарных работ по биодинамике почв. Труды инст. с-х. ^{IV} микроб. т.
- К о р с а к о в а М.П. 1941. Влияние аэраций на процесс восстановления нитратов. Микробиология X, 2 стр. 163-178.
- К о р с а к о в а М.П. 1948. Денитрифицирующие бактерии. Микробиология, 17, 6. стр. 489.
- К р а с и л ь н и к о в Н.А. 1938. Лучистые грибки и родственные им организмы. Изд. АН СССР.
- К р а с и л ь н и к о в Н.А., Н и к и т и н Н.И. 1945. Влияние разлагающихся корней на состав микрофлоры в почве. "Почвоведение" 2.
- К р а с и л ь н и к о в Н.А. 1958. Микроорганизмы и высшие растения. Микробиология. Изд. АН СССР. Москва.
- К р у г л о в Ю.В. 1960. О роли денитрифицирующих бактерий вида Pseudomonas fluorescens в корневом питании растений. Автореферат. Москва.
- К у з н е ц о в а Н.А. 1958. Эффективность торфяных удобрений в связи с развитием в них микрофлоры. Автореферат. Ленинград, стр. 3-16.
- Л и с Г. 1958. Биохимия автотрофных бактерий. Москва, стр. 62-72.
- Л у н и н о в и ч И.С., Г о л у б Т.Ф. 1958. Торфяно-болотные почвы БССР и их плодородие. Минск, АН БССР.

Мишустин Е.Н., Тимофеев А.Т. 1944.

Смена микрофлоры при процессе разложения органических остатков в связи с развитием в почве Ваф. muscoides

Микробиология XII вып.6.

Мишустин Е.Н. 1947. Эколо-географическая изменчивость почвенных бактерий. Москва.

Пейве Я.В. 1961. Процесс денитрификации и ассимиляция нитратов. Москва, Биохимия почв стр.265-266.

Перевушина - Грошева, Умарова, Сагдиллаева, 1967. Влияние глубокого рыхления почвы и послойного внесения удобрений на формирование почвенной микрофлоры. Биохимия и физиология микробов. АН Узб. ССР. Ташкент.

Пошон Ж., Баржак Г. 1960. Почвенная микробиология. Москва. стр. 14-15, 48-58, 118, 176-197.

Работнова И.Л. 1957. Роль физико-хим. узлов в жизнедеятельности микроорганизмов. Москва. стр. 82-87, 90-91, 208-212, 260-263.

Разумовская З.Г., Чужин Г.Я, Громов Б.В. 1960. Лабораторные занятия по почвенной микробиологии. Ленинград. стр. 77-80, 94-120, 175.

- Рахно П.Х. 1960. О влияние влажности и низких температурах на количество бактерий в почве. Микробиология 29,2 стр.229-233.
- Рахно П.Х. 1962. Влияние низких температурах на развитие почвенных бактерий. Сб. научн. тр. Эст. с-х акад. 24 стр.482-488.
- Русакова Ф.С. Буткевич В.С. 1941. Денитрификация без использования нитратов в качестве источников азота. Микробиология X, 2. стр. 178-183.
- Тохвер В.И. 1968. О связи характера жизнедеятельности денитрификаторов с почвенными условиями. Сб. микроорганизмы в сельском хозяйстве. Тезисы докладов II междузовской конф. стр.27-29.
- Файзиев И. 1964. Разложение клетчатки в почвах Таджикистана и взаимоотношениях актиномицетов с целлюлозоразлагающими микроорганизмами. Ахработи Акад. фанҳои РСФСР Толитескон. Шуъбаи фанҳои биол. 17, 3 стр. 3-15 /реф.РЖ 14 Б 373, 1964 /
- Фёдоров М.В. 1949. Микробиология
- Фёдоров М.В. 1954. Почвенная микробиология. Советская наука стр.229-230.

Х а д ж и е в Т.Х. 1967. Зависимость потерь неорганического азота от содержания денитрифицирующей бактерии в луговых и сероземных почвах. Биология и физиология микроорганизмов. АН Узб. ССР Ташкент.

Х а ч и к я н Л. 1963. Активность целлюлозоразрушающих микроорганизмов в полупустынных каменистых почвах Армянской ССР Изд. АН СССР. Сер. биол. 3, стр. 445-453
/ реф. РЖ 19 Б 238, 1963 /

Х о л к и н И.С. 1930. Исследования по биодинамике торфяных почв. Труды института с-х микробиологии, т. ^{IV} вып. 1.

Х ы д ы р а л и е в а С. 1967. Изучение некоторых денитрифицирующих бактерий луговой и сероземных почв. Биохимия и физиология микробов. Ташкент. АН УССР.

Ш и л ь н и к о в а В.К. С к а к у н О.Л. 1969. Денитрифицирующие бактерии в ризосфере фасоли и кукурузы. Доклады Моск. с-х акад. им. Тимирязева, 43 стр. 217-222
/ реф. РЖ 12 Б 756, 1969 /

Ю х и м ч у к Ф. 1963. Люпин и земледелие. Госсельхозиздат. УССР. Киев.

Я н у ш е в и ч М.Ф. 1930. Да питання аб динамицы
глебавых працэсау на балоце "Сельская
и лясная гаспадарка" №.2-3.

Правила техники безопасности при работе на автоклаве.
Утверждены министерством здравоохранения
СССР, 24 дек. 1950 и Президиум ЦК профсоюза
мед.раб. 25 дек. 1959. Справочник по
охране труда и технике безопасности для
работников здравоохранения, Медгиз. 1963,
стр. 129-137.