

האוניברסיטה העברית בירושלים
ביה"ס למדע יישומי - ע"ש פרדי ונדין הרמן
החוג למדעי הסביבה

סחרור מים דרך מירבג ביולוגי כאמצעי לשיקום נחלי החוף בישראל

חיבור זה הוגש לשם קבלת תואר
"מוסמך במדעי הטבע"

מוגש ע"י:

ירון אגוזי



דצמבר 1996

האוניברסיטה העברית בירושלים
ביה"ס למדע יישומי - ע"ש פרדי ונדין הרמן
חוג למדעי הסביבה

סחרור מים דרך מירבג ביולוגי כאמצעי לשיקום נחלי החוף בישראל

חיבור זה הוגש לשם קבלת תואר
"מוסמך במדעי הטבע"

רשות נהל הידיון

מוגש ע"י:

ירון אגוזי

דצמבר 1996

אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.
אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.
אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.

בתודה והוקרה

למנחים פרופ' אבנר עדין ופרופ' אביטל גזית, על ההדרכה, העזרה והעצות המועילות.
לאיגוד ערים לאיכות הסביבה אשדוד-חבל יבנה, שהודות למענקם התאפשר מחקר זה.
לצוות המורים והעובדים של ביה"ס למדע יישומי באוניברסיטה העברית.
לצוות המכון לחקר שמירת הטבע באוניברסיטת ת"א.
להורי, אחי ואחותי שאהבו ועודדו תמיד.
ותודה מיוחדת לעיריית אשתי, על האהבה, הסבלנות והעזרה מכל הלב.

אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.
אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.
אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.

תקציר

הזרמת מי קולחים ושפכים אל אפיקי רוב נחלי החוף ובו זמנית ניצול מי המעיינות המזינים אותם, גרמו לזיהום מרבית נחלי החוף בישראל. בעונת הקיץ נוצרים בנחל קטעי 'מאגר' בהם עומדים מים באיכות ירודה. הדבר הביא להפיכת הנחל למפעע סביבתי ולהרס מערכות אקולוגיות טבעיות בנחלים.

מטרת הפרוייקט היא בחינת האפשרות של שיפור איכות המים בקטעי נחל אלו, בעזרת מירבג ביולוגי. הטיפול המתוכנן ישלב שאיבת מים מהנחל והזרמתם דרך המירבג בזרימה גרויטציונית אופקית רוויה, כשבסיום הטיפול יוחזרו המים לנחל.

הטיפול הביולוגי מבוצע תוך כדי מעבר המים דרך מצע המירבג (חצץ). על גבי המצע מתקיימות אוכלוסיות מיקרואורגניזמים (ביופילם) הצורכות את החומר האורגני שבמים לבניית ביומסה, תוך שימוש בחמצן מומס. הפעילות הביולוגית האחראית לטיהור זיהום אורגני הינה ברובה בקטריאלית, ותלויה בעיקר בחיידקים הטרוטרופים, מזון (החומר האורגני או בביטוי כ-BOD) וחמצן. הביופילם מורכב משכבה אנאירובית הצמודה למצע ומשכבה אירובית שמעליה, הבאה במגע עם שכבת מים "עומדת", דרכה קיימת דיפוזיה מולקולרית של חומרי מזון וחמצן לביופילם.

המחקר נערך על מודל נחל אשר שימש כסימולטור עליו נערכו הניסויים. המודל הורכב ממיכל מים, תעלת זרימה, מצע גרנולרי ומשאבה.

המיכל הכיל מים בנפח 1000 ליטר אשר זוהמו באופן מלאכותי והיווה מודל ל'מאגר' המים העומדים בנחל.

המים נשאבו אל תעלת זרימה אופקית שאורכה 15.5 מ'. התעלה הכילה חצץ בגודל 40-60 מ"מ, בנפח של כ- 460 ליטר ונקבוביות של 40%, אשר היווה את מצע המירבג עליו התפתח הביופילם.

המים המזוהמים זרמו דרך המצע בזרימה תחתית ונפלו כמפל חזרה למיכל. זיהום המים נעשה ע"י הכנסת זיהום אורגני מלאכותי למערכת. בדיקות בוצעו כל 24 שעות למדידת השיפור באיכות המים. כל ניסוי ארך כ- 4 ימים. הפרמטר העיקרי לקביעת השיפור באיכות המים היה השינוי בריכוז ה-BOD-5 כפונקציה של הזמן. פרמטרים נוספים שנבדקו היו השינוי ברמות תנןן וזרתן כללי ועכירות. נערך מעקב אחר הטמפי' לשם נורמליזציה (חישובית) של השפעתה.

בתחילה בוצע ניסוי על מים שזוהמו, אך לא הוזרמו דרך המירבג. הירידה בצח"ב שיקפה את הפעילות הביולוגית והשיקוע שהתרחשו במיכל עצמו (אשר אינו חלק מהמירבג) וכן העלמות תרכובות אורגניות נדיפות. הפחתת תוצאות ניסוי הביקורת מתוצאות הניסויים הבאים, נעשתה בכדי לבדוד את השפעת המירבג "נטו" על הטיהור.

בעבודה נבדקו מספר גורמים המשפיעים על יעילות הטיהור של מים באיכות שניונית:

א. קביעת זמן הבשלת המירבג, בוצעה ע"י סידרת ניסויים עוקבים בהם נמדד אחוז הרחקת הצח"ב.

הניסויים נבדלו זה מזה בזמן שעבר מתחילת התפתחות המירבג. בגמר ההבשלה הגיע הפילטר

לשיא יעילותו ולא הובחן שיפור נוסף ביעילות הטיהור בהשוואה לניסוי לפניו.

ב. קביעת נפח מירבג אופטימלי מינימלי, נעשתה ע"י סידרת ניסויים שנערכו על נפחי מירבג של

230,460 ו-115 ליטר.

- ג. השפעת ריכוזי החמצן על יעילות סילוק הצח"ב, נבדקה ע"י סידרת ניסויים נוספת. היעילות נבדקה בטווח ריכוזי DO שנע בין 4 ל-8 מג"ל.
- ד. נבדקה יכולת המירבג לטפל במי נחל הירקון, מים באיכות שניונית.

תוצאות הניסויים והמסקנות הן:

- א. אחוז הרהקת הצח"ב המכסימלי נמצא כ-80% ונמדד במירבג שגילו 9-10 שבועות. זמן שנקבע כזמן הדרוש להבשלת המירבג (בטמפ' שנעה בטווח של 13-23°C).
- ב. לא נמצאו הבדלים בהרהקת הצח"ב ע"י מירבג בנפח 460 לבין 230 ליטר (75-80%), אך הקטנת הנפח ל-115 ליטר הפחיתה את ההרהקה לכ-30-40%.
- הנפח האופטימלי נקבע כ-230 ליטר, כאשר הגדלתו מעבר לכך לא תביא בהכרח לשיפור ביעילות הטיפול היות וישנם גורמים נוספים כמו הרכב השפכים, המשפיעים על סילוק הצח"ב.
- ג. 15-38% הרהקת חנקן כללי ו-10-20% הרהקת זרחן כללי, שנמדדו, מצביעים על יעילות נמוכה של המערכת בהפחתת ריכוזי פרמטרים אלו.
- ד. לא נמצאה קורלציה בין יעילות הרהקת הצח"ב לטווח ריכוזי החמצן המומס שנבדקו (4-8 מג"ל). בטווח זה לא היווה החמצן גורם מגביל לפעולת הטיהור הביולוגי האירובי. כן נמצא קשר בין הירידה בריכוזי הצח"ב לבין הירידה בריכוזי ה-DO, אשר נצרך לשם חימצון החומר האורגני.
- ה. המערכת נמצאה כיעילה בהפחתת ריכוזי הצח"ב (כ-80%) וכן בהפחתת ערכי העכירות (כ-90%, לרמות של פחות מ-2 NTU), ממי הירקון המזוהמים.

התוצאות שהתקבלו במחקר זה, אשר נמצאו בעזרת מודל הנחל, הושלכו באופן חישובי לשם תכנון מערכת, המיועדת לטיפול בנפחי מים גדולים בהרבה, בקטעי המים המזוהמים העומדים בנחלים.

<u>עמוד</u>	
VI	רשימת ציורים
VII	רשימת טבלאות
VIII	רשימת סמלים וקיצורים
1	1. מבוא
1	1.1 הצגת הבעיה
2	1.2 שיקום נחלים
2	1.2.1 המציאות הקיימת כבסיס לשיקום
2	1.2.2 איכות המים
3	1.2.3 דרגות הזיהום
4	1.2.4 פעולות השיקום
5	1.3 מטרת העבודה
6	2. סקירה ספרותית - מירבגים ביולוגים
6	2.1 אופי הזרימה במירבג
7	2.2 מצע המירבג
7	2.2.1 תפקידים
7	2.2.2 גודל יחידות המצע
8	2.2.3 נקבוביות
8	2.2.4 עומק המצע
8	2.2.5 מצע מלאכותי - יתרונות
9	2.2.6 התכונות הנדרשות ממצע המירבג
10	2.3 הביופילם
10	2.3.1 הרכב אוכלוסית הביופילם
10	2.3.2 התפתחות הביופילם
12	2.3.2.1 שכבות הביופילם - אירובית ואנאירובית
13	2.3.3 תפקידי המיקרואורגניזמים
14	2.3.4 פעילות ביולוגית אירובית ואנאירובית
15	2.4 הרחקת המזהמים במירבג בעל זרימה אופקית
15	2.4.1 הרחקת הצחי"ב
15	2.4.1.1 פירוק חומר אורגני קרבונטי
16	2.4.1.2 משמעות המונחים BOD-5 , BOD-21 ו-COD

עמוד

16	הרחקת צח"ב במערכות זרימה עילית לעומת תחתית	2.4.1.3
17	יעילות הרחקת הצח"ב	2.4.1.4
18	הרחקת התנקן	2.4.2
18	ניטריפיקציה	2.4.2.1
19	דניטריפיקציה	2.4.2.2
20	אמוניפיקציה	2.4.2.3
20	אסימילציה	2.4.2.4
20	קריטריונים להרחקת חנקן	2.4.2.5
21	הרחקת הזרחן	2.4.3
22	מנגנוני ההרחקה	2.4.3.1
23	הרחקת מוצקים מרחפים	2.4.4
23	מנגנוני ההרחקה	2.4.4.1
24	סתירת המירבג	2.4.4.2
24	החמצן המומס	2.5
24	ריכוז הרוויה	2.5.1
25	תהליכי הראוקסידציה	2.5.2
25	דיפוזיה טבעית	2.5.2.1
26	דיפוזיה מזורזת - מפלים	2.5.2.2
27	פוטוסינתזה	2.5.2.3
27	תהליכי הדאוקסידציה	2.5.3
27	עקום גרעון החמצן	2.5.4
29	מודל מתמטי לסילוק צח"ב	2.6
30	פרמטרים תכנוניים ותפעוליים במערכות זרימה אופקית	2.7
30	יחס אורך : רוחב	2.7.1
31	שטח פנים וחותך רוחב	2.7.2
32	שיפוע	2.7.3
32	אופן כניסת המים למערכת	2.7.4
33	זמן שהייה	2.7.5
33	עומס אורגני ומוצקים מרחפים	2.7.6
34	אופי השפכים	2.7.7
34	סחרור	2.7.8
34	השפעת הסחרור על הרחקת הצח"ב - מודלים מתמטיים	2.7.8.1
36	דוגמאות למערכות מירבגים בזרימה אופקית תחתית לטיפול במי נחלים	2.8
38	סיכום הסקירה הספרותית	2.9

עמוד

42	שיטות וחומרים	.3
42	תאור המערכת	3.1
45	דרך פעולת המערכת	3.2
45	הכנת הזיהום המלאכותי	3.3
46	הרכב הזיהום	3.3.1
46	אחוז החומר האורגני בכופתיות	3.3.2
47	יעילות המסת החומר האורגני	3.3.3
47	הבדיקות	3.4
49	ביטול השפעת הטמפרטורה	3.5
50	ביטול השפעת זמן השחייה (מציינת ערכי ה - K)	3.6
51	מהלך הניסוי	3.7
52	תוצאות	.4
52	תאור הצגת התוצאות	4.1
54	קביעת אחוז הרחקת הצחי"ב שלא עי"י המירבג	4.2
58	קביעת זמן הבשלת המירבג	4.3
71	השפעת נפח המירבג על הטיפול	4.4
81	השפעת ריכוז החמצן המומס על הטיפול	4.5
88	טיפול במי נחל הירקון	4.6
92	ניתוח תוצאות ודין	.5
92	קביעת אחוז הרחקת הצחי"ב שלא עי"י המירבג	5.1
95	קביעת זמן הבשלת המירבג	5.2
100	השפעת נפח המירבג על הטיפול	5.3
109	השפעת ריכוז החמצן המומס על הטיפול	5.4
114	טיפול במי נחל הירקון	5.5
117	יישום הממצאים באופן תאורטי חישובי על קטע נחל	5.6
120	מסקנות	.6
122	הצעות להמשך מחקר	.7
123	רשימת מקורות	.8
	תקציר באנגלית	.

עמוד

11	עקום הגידול הביולוגי	ציור מס' 1
12	מבנה הביופילם ומעבר החומרים דרכו	ציור מס' 2
29	עקום גרעון החמצן	ציור מס' 3
44	מבנה מערכת הניסוי (צילום א')	ציור מס' 4
44	מבנה מערכת הניסוי (צילום ב')	ציור מס' 5
55	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי DO נמוכים מאוד, ללא מעבר המים דרך המירבג (ביקורת)	ציור מס' 6
57	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי חמצן גבוהים (רוויה), ללא מעבר המים דרך המירבג (ביקורת)	ציור מס' 7
59	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 27 יום	ציור מס' 8
61	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 39 יום	ציור מס' 9
63	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 52 יום	ציור מס' 10
65	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 61 יום	ציור מס' 11
66	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 68 יום	ציור מס' 12
68	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 80 יום	ציור מס' 13
70	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 131 יום	ציור מס' 14
72	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 460 ליטר (100%)	ציור מס' 15
74	השתנות ריכוזי חנקן וזרחן כללי כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 460 ליטר	ציור מס' 16
75	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 230 ליטר (50%)	ציור מס' 17
76	השתנות ריכוזי חנקן וזרחן כללי כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 230 ליטר	ציור מס' 18
78	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 115 ליטר (25%)	ציור מס' 19
79	השתנות ריכוזי חנקן וזרחן כללי כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 115 ליטר	ציור מס' 20
82	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס נמוכים (ניסוי א')	ציור מס' 21
84	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס נמוכים (ניסוי ב')	ציור מס' 22
87	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס גבוהים (קרוב לרוויה)	ציור מס' 23
89	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מזוהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות)	ציור מס' 24
91	השתנות ערכי העכירות כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מזוהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות)	ציור מס' 25
93	פרקציה נותרת של צח"ב כפונקציה של הזמן, בניסויים ללא מעבר המים דרך המירבג. הניסויים נבדלו בתנאי החמצן ששררו במים	ציור מס' 26
96	אחוזי סילוק הצח"ב כפי שנמדדו וחושבו ביממה הראשונה לניסויים כפונקציה של גיל המירבג	ציור מס' 27

עמוד

97	28	ציור מסי' 28	אחוזי סילוק הצח"ב הסופיים כפי שנמדדו בתום הניסויים כפונקציה של גיל המירבג
98	29	ציור מסי' 29	השתנות ערכי ה-K שחושבו עבור היממה הראשונה לניסויים כפונקציה של גיל המירבג
99	30	ציור מסי' 30	המירבג הבשל
101	31	ציור מסי' 31	אחוזי סילוק הצח"ב ביממה הראשונה לניסויים כפונקציה של נפח המירבג
102	32	ציור מסי' 32	פרקציה נותרת של צח"ב כפונקציה של הזמן- עבור נפחי מירבג שונים
104	33	ציור מסי' 33	השפעת נפח המירבג על ערכי ה-K שחושבו עבור היממה הראשונה לניסוי כפונקציה של נפח המירבג
106	34	ציור מסי' 34	פרקציה נותרת של חנקן כללי כפונקציה של הזמן- עבור נפחי מירבג שונים
108	35	ציור מסי' 35	פרקציה נותרת של זרחן כללי כפונקציה של הזמן- עבור נפחי מירבג שונים
110	36	ציור מסי' 36	פרקציה נותרת של צח"ב כפונקציה של הזמן- עבור טווח ריכוזי DO שונים
111	37	ציור מסי' 37	אחוזי סילוק הצח"ב ביממה הראשונה לניסויים כפונקציה לטווח ריכוזי החמצן המומס
115	38	ציור מסי' 38	פרקציות נותרות של צח"ב ועכירות כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מזוהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות)

רשימת טבלאות

39	1	טבלה מסי' 1	גורמי הזיהום במים- ערכים ומנגנוני הרחקה
41	2	טבלה מסי' 2	פרמטרים תכנוניים במערכות טיפול בעלות זרימה אופקית תחתית

רשימת סמלים וקיצורים

אגנים ירוקים מלאכותיים (Constructed wetlands)	=	אי"מ
צריכת חמצן ביוכימית	=	צח"ב
צריכת חמצן כימית	=	צח"כ
ריכוז כלורידים (מג"ל)	=	a
שטח (מ"ר)	=	A
צריכת חמצן ביוכימית	=	BOD
צריכת חמצן ביוכימית לאחר 5 ימי אינקובציה	=	BOD ₅
צריכת חמצן ביוכימית לאחר 21 ימי אינקובציה	=	BOD ₂₁
ריכוז DO (מג"ל)	=	C
ריכוז צח"ב בזרם הנכנס (מג"ל)	=	C ₀
אחוז החומר האורגני בחומר היבש	=	c ₂ , c ₁
ריכוז צח"ב בזרם היוצא (מג"ל)	=	C _e
צריכת חמצן כימית	=	COD
ריכוז רווית חמצן (מג"ל)	=	C _s
ריכוז בזמן אפס (מג"ל)	=	C _t
עומק המצע (מ')	=	d
הגרעון ב- DO (מג"ל)	=	D
הנקודה הקריטית על עקום גרעון החמצן (מג"ל)	=	D ₀
הנקודה על עקום גרעון החמצן בה קצב עליית ריכוז ה- DO מכסי (מג"ל)	=	D _i
מקדם הדיפוזיה (מ ² /שניה)	=	D _L
חמצן מומס	=	DO
יעילות ההרחקה (%)	=	E
פקטור הסחרור	=	F
פרקציית צח"ב נותרת (%)	=	f
פרקציה נותרת מחושבת ל- 20°C (%)	=	f ₁
פרקציה נותרת הנמדדת ב- T ₂ °C (%)	=	f ₂
תאוצה גרביטציונית ((מ ² /שניה) ²)	=	g
גובה (מ')	=	h
עומק הנחל (מ')	=	H
קבוע הראוקסידציה	=	k , k ₂
קבוע הדאוקסידציה	=	k ₁
קבוע הראוקסידציה בטמפי 20°C	=	k ₂₋₂₀
קבוע הראוקסידציה בטמפי T°C	=	k _{2T}
קבוע הקצב להרחקת צח"ב	=	K _{BOD}
מוליכות הידראולית (מ"יקומ"ר ליום)	=	K _f
קבוע הנרי	=	K _h
קבוע ריאקציה התלוי בטמפי (1/יום)	=	K _T

אורך (מ')	=	l
ריכוז צח"יב התחלתי (מג"ל)	=	Lo
ריכוז צח"יב בזמן t (מג"ל)	=	Lt
משקל חומר יבש לפני שריפה (גרם)	=	mo, m2
משקל האפר (גרם)	=	mi, m3
נקבוביות	=	n
ריכוז חיידקים	=	N
יחידות עכירות נפלומטריות	=	NTU
לחץ חלקי של גז באויר (mmHg)	=	Pp
לחץ אדים של המים (mmHg)	=	Pw
פקטור המשקף את כמות החומר האורגני הנותר במים	=	P
ספיקה (מ"ק/שעה)	=	Q
יחס הסחרור	=	R
קצב הריאקציה ב- T°c	=	Fr
זמן (יום, שעה, שניה)	=	t
טמפי (מעלות צלזיוס)	=	T° c
טמפי הניסוי (c°)	=	T2
טמפי אבסולוטית (מעלות קלוין)	=	Tk
מוצקים מרחפים	=	TSS
משך הניסוי (ימים)	=	tr
מהירות זרימה (מ/שניה)	=	U
נפח	=	V
נפח מים במירבג (מ"ק)	=	Vm
נפח המים המטופלים (מ"ק)	=	Vr
נפח הכלי (ליטר)	=	Vi
נפח מים בכלי (ליטר)	=	Vw
עומס צח"יב	=	W
הרחקת הצח"יב (המחושבת) ביממה הראשונה (%)	=	X1
הרחקת הצח"יב (המחושבת) ביממה השניה (%)	=	X2
ריכוז צח"יב התחלתי לאחר הפחתת האחוז שהורחק שלא עי"י המירבג (מג"ל)	=	α
ריכוז צח"יב שנמדד ביום השני, לאחר תיקון הטמפי (מג"ל)	=	β
ריכוז צח"יב ביום השני, לפני תיקון הטמפי ולאחר הפחתת האחוז שהורחק שלא עי"י המירבג (מג"ל)	=	β'
ריכוז הצח"יב שנמדד ביום השלישי, לאחר תקון הטמפי (מג"ל)	=	χ
אנרגיית האקטיבציה של הריאקציה	=	ε
קבוע אמפירי	=	θ
קבוע הגזים	=	ψ

1. מבוא

1.1. הצגת הבעיה

את אזור החוף של ישראל חוצים מספר נחלים: לכיש, שורק, איילון, ירקון, פולג, אלכסנדר, חדרה, תנינים, דליה, קישון, ציפורי ונעמן.

אזור זה נחשב כיום כאחד הצפופים בעולם. כשני שלישים מאוכלוסית המדינה, חלק ניכר מהתעשייה וכן חקלאות אינטנסיבית מרוכזים באזור זה. גידול האוכלוסיה בצירוף פיתוח אורבני, תעשייתי וחקלאי, הביאו לשתי התפתחויות אשר פגעו קשות בנחלי החוף: גדלה הדרישה למים, מחד, ומאידך גדלו כמויות השפכים העירוניים, התעשייתיים והחקלאיים (Mellquist, 1992 . Gasith, 1992).

בעקבות התפתחויות אלו, הלכו וגברו הלחצים על נחלי החוף, אשר התבטאו בשני תהליכים עיקריים:

1. הדרישה הגדלה למים שפירים הביאה לניצול מי הנחלים אם באופן ישיר ע"י תפיסת מי המעיינות המזינים את הנחל ושאיבה מהנחל עצמו ואם באופן עקיף, ע"י שאיבת יתר של מי תהום. התוצאה היתה ירידה משמעותית בכמויות המים השפירים שזרמו בנחלים, לעיתים עד כדי הפסקת זרימתם. (קפלן, 1995 שגיא ופרומקין, 1995).
2. כמויות השפכים ההולכות וגדלות, דרשו פתרונות סילוק פשוטים וזולים. הנורמה שרווחה בארץ שנים רבות היתה שימוש באפיקי הנחלים כדרך לסילוק מזהמים שונים כמו שפכים ביתיים, תעשייתיים וחקלאיים ברמות טיהור שונות ושאר סוגי פסולת בלתי רצויה. עם השנים הפכו נחלי החוף לערוצים פתוחים מובילי שפכים (שגיא ופרומקין, 1995).

שני התהליכים שתוארו לעיל הביאו להרס המערכות האקולוגיות בנחלים ופגיעה קשה (עד כדי הכחדה) במינים של בעלי חיים וצמחים. בעונת הקיץ מחמירה הבעיה עם היווצרות קטעי 'מאגרי' בנחל בהם עומדים מים באיכות ירודה. הנחלים הפכו למפגע חזותי ולמטרד סביבתי ותברואתי, בהיותם מוקד הפצת מחלות, צחנה ודגירת יתושים. פעילויות נופש וקיט בנחלים וסביבתם הפכו לבלתי אפשריים מסיבות תברואתיות ואסתטיות (Gasith, 1992 . שגיא ופרומקין, 1995).

בשנים האחרונות, עם עליית המודעות הציבורית לנושאי איכות הסביבה, התחזקה גם הדרישה לשיקום נחלי החוף בישראל.

1.2. שיקום נחלים

הבטחת זרימת כמויות מים נאותות באפיק ובאיכות סבירה, הינה תנאי הכרחי לשיקום נחלי החוף. שיקום אופטימלי של נחל הינו חזרה למצב שהתקיים בנחל טרם החלה הפגיעה בו. אך פעולות השיקום אינן מתרחשות בתלל ריק: אין דרך להתעלם מהמציאות הקיימת בארץ. מציאות זו מחייבת ניצול מים שפירים מהנחל ומעיינותיו ומצריכה הזרמת קולחים מטוהרים באפיק, שכן, לא קיימת כיום חלופה מעשית (מבחינה כלכלית) לקליטת הקולחים ולמקורות מים שפירים חלופיים (בראור, 1995).

1.2.1. המציאות הקיימת כבסיס לשיקום

הפסקה מוחלטת של הזרמת קולחים לנחלים איננה פעולה רצויה בהכרח. בחלק מהנחלים עיקר המים הזורמים באפיק מקורם בהזרמת קולחים, לאחר ניצול מרבית המים השפירים. הפסקת הזרמת השפכים עלולה לגרום להפסקת זרימת מים בנחל או להתמעטותה ברמה כזו שתביא להתייבשות הנחל. לפיכך, במציאות השוררת כיום, הפתרון המעשי לבעיית כמויות המים שיזרמו בנחל חייב להיות אספקת מים באיכות נמוכה, כלומר שפכים מטופלים (Gasith, 1992).

ההכרה במציאות הקיימת של הזרמת הקולחים לנחלים, תותיר את האפשרות של דרישה לאיכות קולחים ברמה שתאפשר את זרימתם בנחל בלא יצירת מפגעים תברואתיים ואסתטיים (בראור, 1995).

1.2.2. איכות המים

נשאלת השאלה מה צריכה להיות איכות הקולחים המוזרמים לנחל. השאלה מורכבת ממספר פרמטרים פיזיקו-כימיים וביולוגים המעידים על איכות המים. הפרמטרים העיקריים הם: BOD (ריכוז חומר אורגני במים), DO (חמצן מומס), TSS (מוצקים מרחפים), עכירות, תרכובות חנקן, תרכובות זרחן, קוליפורמים צואתיים ודטרגנטים.

לכאורה ניתן לומר שהיעד הוא הגעה לרמות מזהמים קטנות ככל האפשר, אך כאן משתלב ההיבט הכלכלי. לדוגמה, בקולחים היוצאים ממכון טיהור, דרישה לתרכובות חנקן בריכוז 10 מג"ל, תייקר את הקמת ותיפעול המכון במליוני דולרים, יחסית למכון המייצר קולחים ברמות ריכוז של 25 מג"ל, בעוד שהתועלת הסביבתית משיפור זה אינה תמיד מצדיקה השקעה זו, בייחוד בנחלים בעלי אופי זרימה איטי המנקזים אליהם מים מחקלאות המכילים דשנים (בראור, 1995). לפיכך, הגורמים המעורבים בשיקום נחל מחוייבים למצוא את האיזון בין

הצרכים הסביבתיים (סיכונים תברואתיים, אסתטיקה ומניעת אוטריפיקציה) לבין המשמעות הכלכלית של דרישה זו.

משרד הבריאות קבע תקנים כלליים לאיכות קולחים שניוניים ביציאה ממכונני טיפול בשפכים. התקן הבסיסי קרוי 20/30, הקובע ריכוז BOD-5 בקולחים עד 20 מג"ל וריכוז TSS 30 מג"ל. (מעתה, כאשר ייכתב המונח BOD או צח"ב ללא ציון כלשהו לידו, הכוונה תהיה ל- BOD-5). קיימים מקרים הנוגעים לסילוק קולחים לנחל, הדורשים ריכוזים מכסימלים נמוכים יותר. לדוגמה, איכות הקולחים הנדרשת בכדי לאפשר הזרמתם לירקון, נקבעה ע"י המשרד לאיכות הסביבה כ: TSS - 10 מג"ל, BOD - 10 מג"ל, אמוניה- 3 מג"ל, חנקן (קלדל) - 8 מג"ל, DO - 3 מג"ל לפחות וקוליפורמים צואתיים - 400 ל- 100 מ"ל (בראור, 1995).

כפי שהתקנים אינם קבועים, כך גם איכות המים בנחל אליה שואפים, איננה אחידה והיא משתנה מנחל לנחל בהתחשב בגורמים כלכליים, במקורות זיהום לא נקודתיים הקיימים לאורך הנחל (ניקוז חקלאי המכיל דשנים), מליחות מי הנחל, ספיקתו ויעוד השיקום. Zagorc-Koncan and Dular (1994), מתארים את הצורך בניסויים ספציפים עבור כל נחל, עקב המרכיבים הביולוגיים, הפיזיקליים והכימיים, השונים מנחל לנחל ולכן לדעתם, מודלים מתמטיים שפותחו עבור סילוק מזהמים מנחלים אינם מספקים, משום שאינם מביאים בחשבון את הביוכימיה הספציפית של כל נחל. מאמרם של Herricks and Osborn (1985), מחזק אף הוא את הטענה שתהליך השיקום מחייב התחשבות בגורמים הייחודיים המאפיינים את הנחל המטופל.

1.2.3. דרגות הזיהום

BOD-5 מהווה מדד עיקרי לקביעת דרגת הזיהום האורגני של הנחל. ניתן לסווג באופן גס את נחלי החוף בהתאם לרמת זיהומם, המבטאת על פי ערכי ה-BOD של מימיהם (Gasith, 1992):

1. BOD נמוך מ- 5 מג"ל - הנחל לא נחשב כמזוהם.
2. BOD 5-10 מג"ל - הנחל מזוהם במידה נמוכה.
3. BOD 10-20 מג"ל - הנחל נחשב כמזוהם.
4. BOD גדול מ- 20 מג"ל - הנחל מזוהם באופן חמור.

כמובן שמיון זה הוא שרירותי ונוקשה, בלא להתחשב בפרמטרים אחרים של זיהום, אך הוא בא על מנת לתת הבחנה ראשונית בין נחל מזוהם לבין נחל לא מזוהם.

1.2.4. פעולות השיקום

דרגת זיהום הנחל מכתובה את אופי הטיפול ואת הפעולות שיש לנקוט בטיפול בו. לבחירת הפעולה הרצויה ישנן מספר קטגוריות על פיהן יש לסווג את הנחל הנתון (Boon, 1992):

1. Preservation. בקצה אחד של הסקאלה, מצויות מערכות מים טבעיות או טבעיות למחצה, אשר איכות מימיהן לא הופרעה. הטיפול בנחל מסוג זה יהיה למעשה שמירה על המצב הקיים ומניעת פגיעה במצב אופטימלי זה.

2. Limitation. הקטגוריה הבאה מתייחסת לנחלים בהם איכות המים עדיין גבוהה אולם קיים פוטנציאל לזיהום ממקורות שבאגן הניקוז. הפעולה שיש לנקוט היא הגבלה על פיתוח אגן הניקוז ופיקוח על מקורות הזיהום האפשריים.

3. Mitigation. קטגוריה זו כוללת נחלים אשר נפגעו מזיהום, אם כי באופן מתון. במקרים כאלו יש צורך להפחית את עומס הזיהום המגיע לנחל בכדי למנוע פגיעה בבת הגידול שבו.

4. Restoration. הדרגה הבאה היא השיקום. השיקום בא לטפל בנחלים אשר מימיהם וגדותיהם, כולל בתי הגידול שלהם, נפגעו מזיהום מסיבי ומתמשך. בפעולות השיקום מנסים להגדיל ולשפר את הפעולות הנקטות בקטגוריית ה-mitigation בעזרת הפעלת צעדים ושיטות אשר ישפרו את איכות המים (מתקני טיפול במים), יטפלו בהידרולוגיה (כמויות זרימה, ניקוז) ובבתי הגידול- הן האקוויטים והן באזור החופי של הנחל. רוב נחלי החוף בישראל יכולים להיכלל בקטגוריה זו.

5. Dereliction. בקצה השני של הסקאלה נכללים נחלים אשר זוהמו באופן כה חמור ומתמשך, עד שאין מנוס מלקבל את המצב כמוות שהוא, לנטוש את הנחל ולהפנות את המשאבים לפרויקטים אחרים של שיקום, בעלי סיכויי הצלחה טובים יותר.

1.3. מטרת העבודה

שיקומם של נחלים, מחייב הבטחת זרימת מים באפיק ובאיכות סבירה. המטרה הכללית של הפרויקט הינה שמירה מפני התדרדרות איכות המים ואף שיפור, באותם קטעי נחל בהם הזרימה נמוכה או אפסית, בעיקר בתקופות יובש. בכך תימנע פגיעה בבתי הגידול בנחל ויימנעו מפגעים סביבתיים וסיכון תברואתי לאדם. הטיפול שישמש למטרה זו, ישלב שאיבת מים ממורד הנחל אל מירבג ביולוגי בעל זרימה אופקית, אשר ימוקם על גדת הנחל. המים יזרמו דרך המירבג ויחזרו אל מעלה הנחל באמצעות מפל. הטיפול יהווה חלק מתהליך השיקום של הנחל.

המטרה הספציפית של המחקר הינה בחינת יכולתו של מירבג בעל כיסוי ביופילם, לטפל במים באיכות שניונית.

המים הוזרמו וסוחררו בזרימה אופקית, רוויה ותחתית, דרך תעלה צרה המכילה את המירבג. נבחנה יכולתו האיכותית והכמותית של המירבג בהרחקת מזהמים מהמים וכן השפעות של פרמטרים כמו גיל המירבג, נפח המצע וריכוז התמצן המומס, על יכולת ההרחקה.

להלן סקירה ספרותית, אשר דנה בשימוש במירבגים ביולוגים בעלי זרימה אופקית, כדרך לטיפול במים. הסקירה מתארת את מרכיבי המערכת, את מנגנוני הטיפול השונים ופרמטרים תכנוניים ותפעוליים של מערכות מסוג זה.

לאור העובדה שלא קיים כמעט בספרות תיעוד על מחקרים שנערכו על מערכות הדומות לזו ששימשה במחקר זה, עיקר הרקע התאורטי נשאב ממחקרים שנערכו על מערכות טיפול במים בעלות זרימה אופקית, המכונות Constructed wetlands.

מחקר זה נערך על מערכת, אשר נבנתה כסימולטור לנחל מזוהם ולמירבג המיועד לטפל במימיו. תאור מבנה המערכת ופעולתה, וכן הבדיקות שנערכו, מתוארים בפרק "שיטות וחומרים". הניסויים השונים ותוצאותיהם מתוארים בפרק ה"תוצאות" ומוסברים בפרק "ניתוח תוצאות ודיון".

בעקבות הממצאים שהתקבלו בעבודה, הוסקו מסקנות לגבי יכולתה של מערכת מסוג זה, לטפל במי נחל המכילים זיהום אורגני, באיכות שניונית. המסקנות מתוארות בפרק ה"מסקנות".

2. סקירה ספרותית - מירבגים ביולוגים

שימוש במירבגים ביולוגים הינו דרך מקובלת לשיפור איכויות מים ברמות זיהום שונות, בעזרת תהליכים שונים המתרחשים במירבג וגורמים להפחתת ריכוזי המזהמים שבמים. פעולת הטיהור נעשית ע"י מגע בין המים המזהמים לבין השכבה הביולוגית הצמודה למצע וע"י מעבר המים דרך מדיום המירבג (Viessman and Hammer, 1993). הפרמטרים העיקריים המורחקים מהמים באמצעות המירבג הם צח"ב, מוצקים מרחפים, תרכובות חנקן ותרכובות זרחן. מנגנוני ההרחקה העיקריים הינם חימצון ופירוק ביולוגי של חומר אורגני (זיהום), באמצעות הביופילם, המנצל אותו לשם גדילה ואנרגיה, סינון ושיקוע במצע, ניטריפיקציה ודניטריפיקציה, אסימילציה ומנגנוני ספיחה.

2.1. אופי הזרימה במירבג

מירבגים בעלי אוכלוסית מיקרואורגניזמים המקובעת על מצע גרנולרי, יכולים להיות בעלי זרימה ורטיקלית (כמו Trickle filter) או זרימה הוריוזנטלית (כמו Constructed Wetland). בשנים האחרונות החלה התעניינות רבה בשימוש במערכות מירבגים בעלות זרימה הוריוזנטלית לשיפור איכויות מים.

המערכות הבולטות ביותר לטיפול במים בזרימה הוריוזנטלית (אופקית) הן ה- Constructed Wetlands (אגנים ירוקים מלאכותיים או כפי שיקראו בהמשך אי"מ). הם מוגדרים כאגן או תעלה רוויה במים, שנבנתה למטרת טיפול בקולחין, כשבאתר זה עוברים המים סדרת תהליכי טיהור הכוללים טרנספורמציה, פירוק והרחקה ביולוגית, סינון, שיקוע וספיחה (גרין וספראי, 1994). בשיטה זו נעשה שימוש בזרימה גרוויטציונית אופקית, בעלת אופי זרימה רווי, דרך מצע גרנולרי פרוזיבי, המשמש כמצע להתפתחות מיקרואורגניזמים הנצמדים אליו.

קיימות שתי צורות עיקריות למערכות אי"מ: זרימה אופקית עילית וזרימה אופקית תחתית. בשני סוגי המערכות הזרימה היא גרוויטציונית. הן נבדלות ביניהן בגובה פני המים הזורמים דרך המירבג. מערכת זרימה עילית מבוססת על זרימת מים חופשית על פני השטח, כאשר פני המים חשופים לאטמוספירה ואילו מערכת זרימה תחתית מבוססת על זרימת מים בתוך מדיום המירבג, כאשר גובה פני המים נשמר מתחת לפני שטח המצע.

א"מ ירוקים
מבוססת על זרימה אופקית עילית
מבוססת על זרימה אופקית תחתית

עומק זרימה מומלץ הוא 2-5 ס"מ מתחת לפני המצע (Cooper, 1993).

Trickling filter זו שיטת טיפול ביולוגית אחרת באמצעות אוכלוסיית מיקרואורגניזמים מקובעת על גבי מצע. ניתן לתאר את ה-Trickling filter כמערכת מקובלת לטיפול ביולוגי במים בעלי עומסים אורגניים גבוהים, המורכבת ממצע גרנטורי נקבובי המשמש כמצע להתפתחות ביופילם. המים המטופלים מגיעים אל חלקו העליון של הפילטר וזורמים דרכו בזרימה ורטיקלית איטית ולא רוויה, תוך מגע עם האויר והביופילם ונאספים בחלקו התחתון. ניתן להגדיר איימ עם זרימה תחתית כ-Trickling filter הוריוזנטלי עם קצב סינון איטי ביותר (Lekven et al., 1993).

2.2 מצע המירבג

2.2.1 תפקידים

תפקידו של מצע הפילטר לשמש כמקום תאחיזה לביופילם הצמוד אליו. כמו כן המצע מסייע בחלוקת הזרימה ופיזור הנוזלים הזורמים דרך הפילטר ובהארכת מסלולם ובכך מגדיל את זמן המגע בין המים לביופילם ומשפר את יעילות הפילטר. המצע גם מאפשר לכידה של מוצקים מרחפים ושיקועם וכן ספיחה של מזהמים.

2.2.2 גודל יחידות המצע

המצע הגרנטורי הנקבובי יכול להיות מורכב מאבנים טבעיות או מחומר פלסטי. האבן חייבת להיות בעלת חוזק מכני שלא מתפוררת בקלות. לפי Crites (1994) טווח הגדלים של החצץ נע בין 5-230 מ"מ, אך גודל חצץ ממוצע בשימוש נע בין 40-80 מ"מ כשבטווח זה אין השפעה משמעותית לשינוי בגודל האבן על יעילות הטיפול.

גודל אבן קטן מקנה לה שטח פנים גדול יותר ומאפשר שטח מגע גדול יותר בין הביופילם שעל האבן לשפכים, אך מצד שני מקטין את גודל החללים במירבג ואת הנקבוביות ובכך עלול להביא לסתימת הפילטר ע"י מקטעים הניתקים מהביופילם ולבעייתיות בחדירת אויר לעומק המצע. באזורים קרים, הקרומים הניתקים גדולים יותר ולכן כדי למנוע סתימות משתמשים בגודל אבנים גדול יותר (100-150 מ"מ) יחסית לגודל האבנים באזורים חמים (גודל ממוצע 40-80 מ"מ).

2.2.3. נקבוביות

יחס החללים המקובל, במצע המורכב מאבנים טבעיות, הוא 50%, אך עם התפתחות הביופילם יכול לרדת ל- 15% בלבד. במצב זה גוברת בעית הסתימה, העלולה להוביל לפריצת מיס אל פני השטח, במערכות זרימה תחתית. הדבר יוביל להתפתחות פלנקטונית באיזורי מיס פתוחים של מערכות הזרימה העילית שנוצרו, אשר תגדיל את ריכוזי המוצקים המרחפים באגנים ותגרום ליצירת לחץ על המערכת.

בכדי להתגבר על בעיה זו יש צורך להקים אגן שיקוע ראשוני לפני כניסת המים לפילטר על מנת להרחיק את המוצקים המרחפים. כמו כן קצב הסינון, מומלץ שיהיה מהיר, בכדי למנוע סכנת סתימה. פעולות אלו תאפשרנה טיפול במים בעלי עומסים אורגנים והידראולים גבוהים, אך תצרכנה סחרור נוסף של חלק מהמים דרך הפילטר.

הצורה האופטימלית ליחידות המצע (עבור חצץ טבעי) הינה אבנים עגולות ככל הניתן, תכונה המקנה למצע נקבוביות מכסימלית ומפחיתה את האפשרות לסתימה (Lekven et al., 1993). גודל חללים גדול של המצע, יאפשר חדירת אוויר לאזור עמוק יותר ופעילות אירובית בקטע מירב גדול יותר (סוג פעילות העדיף על פני פעילות אנאירובית, מבחינת יעילות הטיפול).

2.2.4. עומק המצע

עומק מצע מקובל במערכות זרימה אופקית תחתית נע בין 0.3-0.75 מ' (גרין וספראי, 1994 . Crites, 1994). Cooper (1993) ממליץ על מצע בעומק לא נמוך מ- 0.6 מ', כאשר עומק הכניסה לא יהיה נמוך מ- 0.3 מ'.

2.2.5. מצע מלאכותי - יתרונות

למירבג בעל מצע סטנדרטי יש מספר חסרונות בהשוואה לתהליכי טיפול ביולוגיים בהם המיקרואורגניזמים מרחפים בגוף המים (בוצה משופעלת):

1. סיכוני סתימה

2. חדירת אוויר בעייתית

3. יעילות בינונית בסילוק צח"ב

4. גובה מתקן מוגבל (ב-Trickling filter)

בכדי להתגבר על החסרונות הנ"ל, ניתן להשתמש במצע העשוי מחומר פלסטי. מצע זה הוא בעל יחס חללים גבוה מאד, היכול להגיע גם ל- 90%. עובדה זו מקטינה את סיכוני סתימת הפילטר ומאפשרת לטפל במים בעלי ערכים אורגנים גבוהים, כמו לדוגמא בשפכים מתעשיית המזון.

יחס החללים הגבוה מאפשר גם חדירת חמצן לעומק רב יותר בפילטר, עובדה הגורמת לעליית הפעילות האירובית ומאפשרת טיפול במים בעלי ערכים אורגניים גבוהים של כ- 5-1 ק"ג צח"ב למ"ק ליום ויותר.

ניתן לייצר מצע מלאכותי בעל צורות מרחביות, אשר מצד אחד יגדילו את שטח הפנים של המצע ומצד שני יאפשרו נקבוביות גבוהה- שני גורמים אשר באבן סטנדרטית באים זה על חשבון האחר. משקלו הנמוך של המצע הפלסטי טומן בקרבו יתרון כלכלי. למרות שהמצע עצמו יקר יותר מהמצע הטבעי, משקלו הנמוך מאפשר לבנות את מתקן הסינון (במערכות ורטיקליות כמו Trickling filter) לגובה רב יותר על חשבון השטח האופקי ובכך לחסוך בשטח הדרוש לפילטר. המשקל הנמוך מושג ע"י שימוש בחומרים קלים וכן ע"י ייצור גרגרי מצע חלולים. קיימים סוגים שונים של מצעי פלסטיק הנבדלים זה מזה בצורתם המרחבית (יחס שטח פנים לנפח), במשקלם ובסוג החומר ממנו הם עשויים - בדרך כלל מ-PVC או פוליפרופילן (Degre'mont, 1991). שימוש בסוג מצע הקרוי LECA נעשה ע"י Maehlum et al. (1995). מצע זה מאופיין בנקבוביות ומוליכות הידראולית גבוהות וביכולת גבוהה של ספיחת זרחן, העושים אותו לאטרקטיבי בשימוש כמצע לפילטר.

2.2.6. התכונות הנדרשות ממצע המירבג

כסיכום, מצע טוב צריך לענות על הצרכים הבאים (Degre'mont, 1991):

1. שטח פנים גדול.
2. יחס חללים גבוה למניעת סתימות.
3. חוזק מכני.
4. אנרטי מבחינה ביולוגית.
5. יציב מבחינה כימית.
6. משקל נמוך על מנת לאפשר בניית מתקני סינון גבוהים של כ- 10-4 מ' (במערכות ורטיקליות).

2.3. הביופילם

שלא כמו בתהליך הבוצה המשופעלת, בו המיקרואורגניזמים מצויים במים עצמם כמרחפים, במירבגים בעלי אוכלוסיה מקובעת, המיקרואורגניזמים צמודים למצע. ריכוזם של המיקרואורגניזמים בפזה המוצקה (על גבי המצע) גדול יותר ליחידת שטח, מאשר בפזה המרחפת (בוצה משופעלת), עובדה המקנה יתרון לשיטות טיפול עם אוכלוסיה מקובעת מבחינת יעילות הטיפול (פלד, 1984).

2.3.1. הרכב אוכלוסית הביופילם

הביופילם מורכב מאוכלוסיה רחבה של חיידקים הטרוטרופים ואוטוטרופים, הנצמדים למצע באמצעות חומר גילטיני אקסופולימרי המיוצר על-ידם (Degre'mont, 1991).

השכבה מכילה בנוסף לחיידקים, גם אצות ופטריות, אשר דומיננטיות יותר במערכות עם אוכלוסיה מקובעת מאשר עם אוכלוסיה מרחפת, זאת עקב סביבה פיזיקלית מתאימה יותר (Viessman and Hammer, 1993).

אוכלוסיה מגוונת זו של חיידקים, אצות ופטריות, החיה על השפכים, משמשת כמקור מזון לאוכלוסית טורפים, הכוללת פרוטוזואה ומטזואה קטנים המתפתחים ומהוים חלק מהביופילם.

Zhang and Bishop (1994) הבחינו במגמות המאפיינות חתך רוחב של ביופילם. צפיפות הביופילם עולה עם העומק וכן משתנים סוגי המיקרואורגניזמים. כמו כן צוין בעבודה זו שהיחס תאים חיים/ביומסה כללית ירד מ- 0.72-0.91 בשכבות העליונות, ל- 0.31-0.39 בתחתונות. עפ"י Lazarova and Manem (1994), אוכלוסיית ביופילם מקובעת, מושפעת פחות משינויים בתנאי הסביבה: טמ'פ, pH, ריכוזי נוטריינטים וגורמים טוקסיים, יחסית לאוכלוסית מיקרואורגניזמים מרחפת.

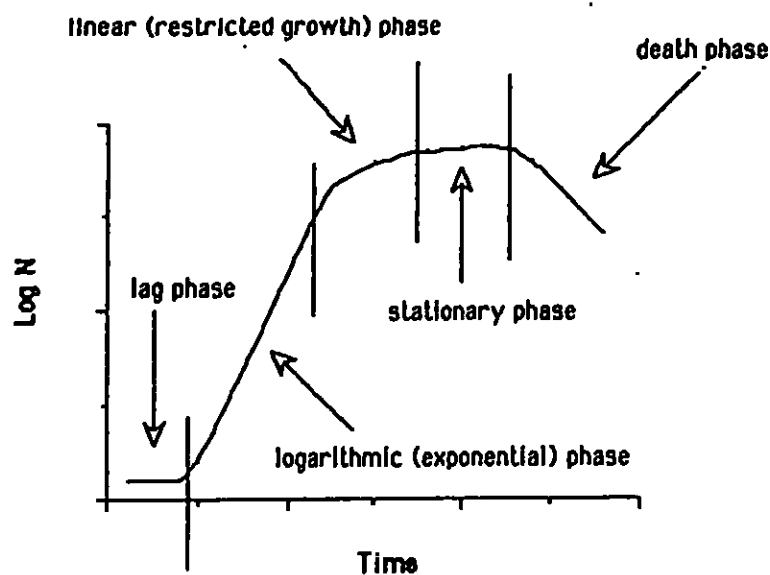
2.3.2. התפתחות הביופילם

התפתחות הביופילם מתאפשרת במים המכילים תרכובות אורגניות, מינרלים וחמצן. הרכב השכבה הביוולוגית מגוון ואופיו נקבע בעיקר על פי אופי השפכים (Viessman and Hammer, 1993).

תהליך הכיסוי הביוולוגי ויצירת השיכבה השלמה, מתרחש במספר שלבים: בתחילה מתפתחות מושבות בודדות על פני המצע, רק במקומות בהם שוררים התנאים המתאימים ביותר (מבחינת חמצן, אור, זרימה, מבנה המצע וכו'). בהדרגה מתפשטות המושבות עד לכיסוי של רוב שטח פני המצע בשכבה חד-תאית. עם הזמן הולכות ומתפתחות שכבות תאים נוספות הגדלות על גבי השכבות התחתונות ויוצרות ביופילם רב-שכבתי.

ביופילם מתפתח נמצא במצב שבו קצב הגדילה גבוה מקצב התמותה (logarithmic phase) ולכן גם יעילות סילוק המזהמים נמצאת במגמת עלייה, כפונקציה של ההתפתחות. עם הזמן החיידקים עוברים לשלב ה-declining (linear) phase, בו גידול החיידקים עדיין בעליה אך קצב הגידול הולך ופוחת, כלומר ריכוז החיידקים (N) ממשיך לגדול אך dN/dt יורד. המצב נמשך עד ש- dN/dt שווה ל-0 וקצב גידול = קצב תמותה. בנקודה זו הביופילם מגיע להבשלה והוא הופך להיות במצב של שווי משקל דינמי (stationary phase) (steady state), בו הגדילה שווה לתמותה ואין שיפור נוסף ביעילות הטיפול. עם התמעטות הסובסטרט קצב התמותה הופך להיות גדול מקצב הגדילה (death phase).

התפתחות הביופילם מתוארת ע"י עקום הגידול הביולוגי, בציר 1.



ציור 1 : עקום הגידול הביולוגי.

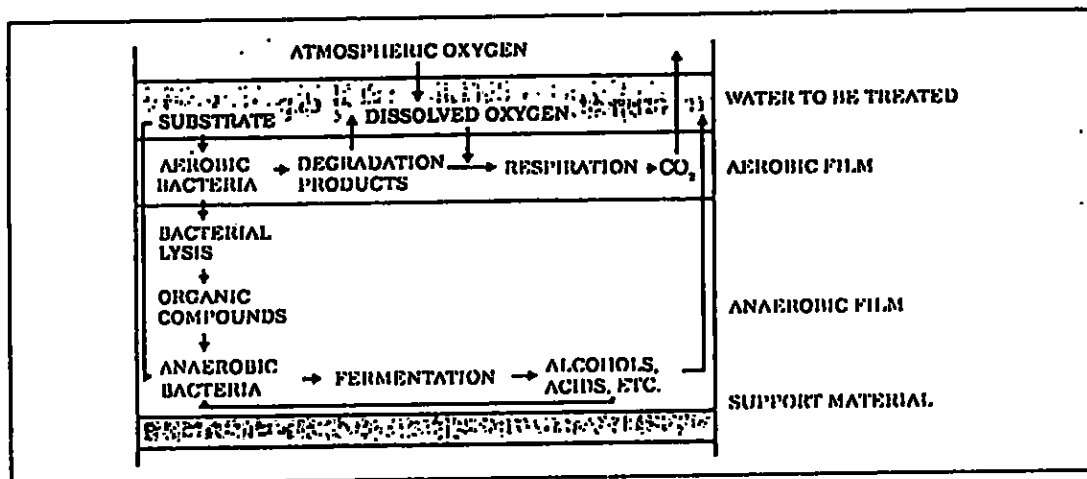
תופעה זו מתוארת ע"י Hu et al. (1993) אשר בדקו את יעילות הרכקת הצחי"ב בביופילטר טבול, כפונקציה לזמן התפתחות המירבג ולמספר הבקטריות והפרוטוזואה ביחידת שטח. נמצא שהגידול המיקרוביאלי נמשך 38 יום בטמפ' 5°C עד שהגיע לערכי מכסימום. בטמפ' של 20°C הגידול נמשך 19 יום ואילו ב- 35°C, אורך הגידול 10 ימים.

2.3.2.1 שכבות הביופילם - אירובית ואנאירובית

החמצן והנוטריינטים עוברים מהמים אל הביופילם בצורה דיפוזית (ראה סעיף 2.5.2.1). קיים עומק מסוים בביופילם אליו החמצן אינו מסוגל לחדור ועומק זה יוצר חלוקה של הביופילם לשתי שכבות ביולוגיות עיקריות: שכבה פנימית (הקרובה יותר לשטח פני המצע) אנאירובית ושכבה חיצונית אירובית. בשכבה האירובית הגדילה אקטיבית יותר עקב זמינות רבה יותר של חמצן וחומר אורגני.

דיפוזית החמצן וחומרי המזון מהמים אל הביופילם נעשית דרך שכבת גבול המפרידה בין הנוזל לביופילם. שכבת גבול זו היא שכבה של מים עומדים.

מבנה הביופילם והמעבר הדיפוזי של חמצן וחומרי מזון דרכו מתוארים בצור 2 :



צור 2 : מבנה הביופילם ומעבר החומרים דרכו.

קצב סילוק החומר האורגני מהמים עולה כל עוד מתקיים גידול בעובי הביופילם. הגידול נמשך עד לנקודה המכונה Maximum Active Thickness שהיא למעשה שווה לעובי השכבה האירובית. ישנה תלות בין עובי השכבה האירובית לריכוז החמצן המומס (DO) במים (Huang and Liu, 1993). בעבודתם זו פותחה משוואה המבטאת תלות זו:

$$215 + 52.9 \cdot DO = \text{Max. Active Thickness} \quad (1)$$

פעילות הביופילם אינה עולה באופן פרופורציונלי עם גדילת הביומסה, כאשר זו עוברת את עובי ה-Max. Active Thicknes (Lazarova and Manem, 1994). עובי השכבה האירובית נע בד"כ בין 300 ל- 400 מיקרומטר ומגיע עד 700 מיקרומטר (Huang and Liu, 1993. Degre'mont, 1991).

במצב בו הביופילם עבה מאד, חלקה היחסי של השכבה האטאירובית גדל ועיקר פעילות הביופילם הופכת לאטאירובית.

כאשר הסובסטרט אינו מסוגל לחדור לשכבות האטאירוביות המצויות בעומק הביופילם, חלה תמותת מיקרואורגניזמים בשכבות אלו והן עוברות פירוק. בדרך זו מרכיבי התא הופכים זמינים עבור מיקרואורגניזמים פקולטיביים אירוביים ואטאירוביים אחרים. כאשר אספקת הסובסטרט מתדלדלת יותר, פירוק הביופילם גורם להינתקות מיקטעים שלמים ממנו כשזרימת המים מסייעת לתהליך הינתקות זה. לכן יש צורך בשיקוע שניוני לאחר היציאה מהמיתקן, אשר יישקע את מיקטעי הביומסה הניתקת (Degre'mont, 1991).

2.3.3 תפקידי המיקרואורגניזמים

שיפור איכות המים מתבסס בראש ובראשונה על פעילות פירוק החומר האורגני על ידי המיקרואורגניזמים, והקטנת ערכי ה-BOD. החיידקים מנצלים את החומר האורגני שבמים למטרות גדילה ואנרגיה.

קיימים במים מספר אלמנטים הנדרשים לחיידקים לשם גדילתם. צריכת אלמנטים אלו היא למעשה פעולת הטיהור הביולוגית של המים.

אלמנטים העיקריים הם: C, H, O, N

אלמנטים משניים: P, K, S, Mg

וויטמינים והורמונים

אלמנטים הדרושים ברמות מינימליות: Co, Fe, Ni ועוד.

היחס האופטימלי עבור מיקרואורגניזמים הוא $C/N/P = 100/5/1$. חוסר באחד מהנוטרינטים יהפוך אותו לגורם מגביל.

כפי הנראה הפרוק הראשוני של מולקולות גדולות כמו חלבונים ופולי סכרידים נעשה על ידי האקטינומיצטים והפטיות. את תוצרי הפירוק - חומרים בעלי משקל מולקולרי נמוך כמו אוליגוסכרידים, חומצות אורגניות ואמיניות, ממשיכים לפרק החיידקים. פעילות הפירוק נבדקה מבחינה איכותית וכמותית, על פי פעילות האנזימים המתאימים: עמילאז המפרק עמילן, מולקולת סוכרים ארוכה, כיטינאז המפרק כיטין שגם הוא סוג של פולימר סוכרי, קסילאז סוכרי ופרוטאז המפרק חלבונים (Hanato et al., 1994).

החיידקים הם האחראים העיקריים לתהליכי הניטריפיקציה והדניטריפיקציה. תהליכים אלו מסייעים בסילוק תרכובות החנקן מהמים. תרכובות החנקן הופכות בעזרת חיידקים לניטרט

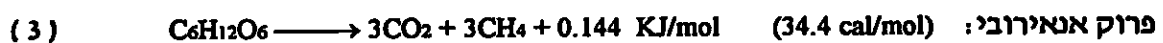
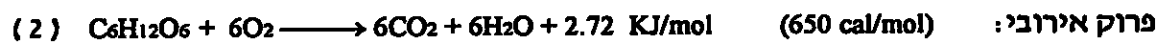
בחלק המחומצן של המירבג, והניטרט מחוזר בהמשך באמצעות חיידקים אנאירוביים לגאז חנקן (N_2), בחלק בו קיים מחסור בחמצן. במערכות זרימה תחתית רמת החמצן נמוכה ולכן יעילות הרחקת החנקן בהן נמוכה יותר, יחסית לזו המושגת במערכות זרימה עילית. לעומת זאת בפירוק חומר אורגני יש עדיפות למערכות זרימה תחתית מכיוון שהמים זורמים דרך המצע עליו גדלים מיקרואורגניזמים, ולא על פניו. דבר זה מגדיל את שטח המגע בין המיקרואורגניזמים למים ומעלה את יעילות פרוק החומר האורגני שבמערכת.

2.3.4. פעילות ביולוגית אירובית ואנאירובית

סילוק ביולוגי של מזהמים מהמים יכול להתבצע בשני אופנים: ע"י תהליכי פרוק אירובים ואנאירובים.

אם ניקח כדוגמה פירוק של פחמן אורגני, בתהליך פירוק אירובי הוא הופך ל- CO_2 וביומסה ואילו בתהליך פירוק אנאירובי הפחמן הופך ל- CO_2 , CH_4 וביומסה עקב סביבה מחזרת. באותו תהליך חנקן יופיע כ- NH_3 .

להמחשת התהליך יתואר פירוק גלוקוז בשתי הדרכים (Degre'mont, 1991):



בכדי ליצור 1 גרם של ביומסה דרושה כמות קבועה של אנרגיה ללא קשר באיזה סוג תהליך היא הושגה. פירוק חומר אורגני בתהליך אירובי יעיל יותר מהאנאירובי מבחינת יצור אנרגיה, קצב ייצור הביומסה ומהירות פרוק הפחמן ולכן הוא תהליך מועדף במערכות טיפול במים.

2.4. הרחקת המזהמים במירבג בעל זרימה אופקית

המים מגיעים למערכת בדרך כלל לשם טיפול שניוני (לאחר טיפול ראשוני) או לליטוש של טיפול שלישוני (לאחר טיפול שניוני). מערכות של זרימה תחתית משמשות בד"כ כטיפול שניוני ומערכות הזרימה העילית מתאימות יותר לטיפול שלישוני. בכל מקרה, טיפול מקדים⁴ כלשהו מומלץ לכל סוגי המערכות, ועליו לכלול לפחות הרחקת מוצקים גסים. עומסים כבדים מדי במערכת עלולים לגרום להצטברות מואצת של סדימנט במערכות זרימה עילית, או למלא את החללים וליצור שכבה בלתי עבירה במערכות זרימה תחתית.

הערכת יכולתם של המירבגים להרחיק מזהמים מבוססת על בדיקת ריכוז המזהמים בזרם הנכנס והשוואה לריכוזם בזרם היוצא. שיפור איכות המים ע"י מערכות ביולוגיות בעלות זרימה אופקית תחתית, נעשה בכמה מישורים עיקריים: הפחתת ריכוזי צח"ב, מוצקים מרחפים, תרכובות חנקן ותרכובות זרחן.

2.4.1. הרחקת הצח"ב

BOD₅ (צריכת חמצן ביוכימית) הוא אחד הפרמטרים החשובים ביותר להערכת כמות הזיהום האורגני במים. פרמטר זה הינו מדד עקיף אך מדויק לקביעת ריכוז החומר האורגני במים, ומחושב ע"י מדידת ריכוז החמצן המומס הנדרש לשם חימצון החומר האורגני הקרבונטי באמצעות פעילות ביולוגית במים, במשך חמישה ימי אינקובציה ב-20°C.

2.4.1.1. פירוק חומר אורגני קרבונטי

פחמן מופיע במים בצורות רבות והוא המזהם העיקרי שיש להרחיקו מהמים. לשם המחשת תהליך הפירוק ניקח את הגלוקוז כדוגמא. פירוק הגלוקוז נעשה בשני שלבים. שלב ראשון הוא הסינתזה, בו מנוצל הגלוקוז לבניית חלבונים תוך תאיים אשר נוסחתם הכללית היא C₅H₇NO₂.

משוואת פירוק הגלוקוז למרכיבים תוך תאיים היא:



בשלב השני החלבון מפורק בתוך התא, ע"י חמצון עצמי או נשימה אנדוגנית, לשם הפקת האנרגיה הדרושה לקיום התא



השלב השני אינו מתבצע באופן מושלם. ככל שהוא מתבצע יותר, כך נוצרת פחות בוצה אך גם יותר חמצן נצרך מהמים.

ע"פ נוסחאות ניצול הגלוקוז, ניתן לראות שעבור פירוק של 6 מולקולות גלוקוז, נצרכות 36 מולקולות חמצן, מתוכן 16 עבור הסינתזה ו- 20 עבור הנשימה האנארוגנית (Degre'mont, 1991).

2.4.1.2. משמעות המונחים BOD_5 , BOD_{21} ו- COD

זמן החמצון הדרוש עבור חמצון כל החומר האורגני במים, הוא 21 יום ב- $20^{\circ}C$ וכמותו נמדדת ע"י הערך BOD_{21} השווה למעשה ל- COD (ובעברית, צח"כ - צריכת חמצן כימית) כך ש: $BOD_{21} = COD$.

בכדי להעריך את כמות החומר האורגני הקרבונטי בלבד ובכדי שלא נצטרך להמתין 21 יום בכדי להעריך את כמות החומר האורגני הכללי במים, אנו משתמשים בערך של BOD_5 שהוא ה- BOD הנמדד לאחר 5 ימי אינקובציה ב- $20^{\circ}C$ ומהווה אינדיקציה לכמות החומר האורגני הקרבונטי שבמים.

BOD_5 נמוך כמובן מערכו של BOD_{21} ועבור גלוקוז מקבלים את היחס:

$$BOD_{21} / BOD_5 = COD / BOD_5 = 1.46 \quad (6)$$

השינוי בערכי היחס COD/BOD_5 יכול להצביע על שינוי ברמת הפעילות הביולוגית, כפי שמתואר במאמרם של Urban-Bercic and Bulc (1995). גדילת יחס זה תעיד על ירידה בפעילות הביולוגית. כמובן שבשפכים בהם מצוי חומר אורגני רב אשר לא פריק ביולוגית (שפכים תעשייתיים רבים למשל), אזי $COD > BOD_{21}$. דוגמא לחומר אורגני קשה פרוק - צלולוז, ליגנין וטנינים.

2.4.1.3. הרחקת צח"כ במערכות זרימה עילית לעומת תחתית

השימושים השונים למירבגים אופקיים בעלי זרימה תחתית או עילית (טיפול שניוני לעומת שלישוני) משתקפים בריכוזים הנכנסים של צח"כ. ריכוזי הצח"כ הנכנסים למערכות הזרימה העילית קטנים יותר מאלו הנכנסים למערכות זרימה תחתית. ריכוזים הקטנים מ- 20 מ"ג/ליטר מושגים בקלות במים היוצאים מהמיתקן, בשני סוגי המערכות וניתן אף להגיע לרמות נמוכות בהרבה.

למערכות בעלות זרימה תחתית יתרון על פני המערכות העיליות מבחינת סילוק הצח"כ הודות למצע, המספק שטח היצמדות רחב יותר למסה המיקרוביאלית, ונותן שטח מגע גדול יותר בין המסה המיקרוביאלית לבין המים המטופלים. אולם, במערכות אלו ריכוז החמצן המומס במים מהווה גורם המגביל. כיוון שהמסה המיקרוביאלית (האירובית) היא האחראית העיקרית לפירוק החומר האורגני, קצב הפירוק תלוי בכמות החמצן הזמינה לחיידקים. במערכות הזרימה העילית

ריכוזי החמצן במים גבוהים יותר, הודות להתמוססות יעילה יותר של חמצן מהאטמוספירה למים.

במאמר של Janssen et al. (1993) מצויינת העובדה, שלעיתים, באיימ בעלי זרימה עילית, נמדדת הרחקה טובה יותר של צח"ב ומוצקים מרחפים בעונת החורף מאשר בקיץ (וזאת למרות הטמפי הנמוכות). הסיבה נעוצה בפריחת האצות בקיץ, אשר מעלה את הפרמטרים הנ"ל. באיימ בעלי זרימה תחתית אין פריחת אצות משמעותית ולכן לא מופיעה תופעה זו.

2.4.1.4. יעילות הרחקת הצח"ב

ערכי צח"ב בשפכים עירוניים נעים בממוצע סביב 150-300 מג"ל. ריכוזי הצח"ב בקולחים לאחר טיפול שניוני נעים סביב 20-30 מג"ל. מערכות אי"מ אשר תוכננו להרחקת צח"ב מטפלות בערכי צח"ב הנעים בתחום 10-100 מג"ל והערכים במים היוצאים מהמערכת יורדים לערכים בטווח של 1-50 מג"ל עם ערך ממוצע של 10.5 מג"ל (Knight et al., 1993). במחקרים רבים שנערכו על מערכות זרימה הוריונטלית תחתית, נמצאה לרוב הרחקה טובה של תרכובות פחמן (או בביטויין כריכוזי BOD או COD).

Wood (1996) מתאר מערכת כזו, שנבנתה בדרום אפריקה לטיפול בקולחים עירוניים באיכות שניונית, בעומסים אורגניים של עד 1 ק"ג COD \ מ"ר ליום. יעילות הרחקת ה-COD והמוצקים המרחפים היתה מעל 60%.

Maehlum et al. (1995) מדברים על אחוזי הרחקת BOD של 85-93% מריכוזים התחלתיים של 170-200 מג"ל, אפילו בטמפי נמוכות.

Urban-Bercic and Bulc (1995) מתארים הרחקת COD של 94%, ע"י אי"מ בזרימה תחתית עם ריכוזי צח"ב התחלתיים של 140-210 מג"ל.

97% הרחקת BOD נמדדו ע"י גרין וספראי (1994), בטיפול בקולחים המוזרמים לנחל אלכסנדר, מריכוזים התחלתיים של 150-200 ו-15-65 מג"ל.

נתונים נוספים לגבי הרחקת BOD מופיעים במאמרו של Tanner (1994) : 70-90% הרחקה מריכוזי צח"ב התחלתיים של 60-200 מג"ל.

Knight et al. (1993) מתארים הרחקה של 70%, כתלות בעומסי הצח"ב ההתחלתיים. ערך זה הינו ממוצע מנתונים שנאספו מיותר מ-200 מערכות אי"מ בארה"ב. ערכי הצח"ב היוצאים לאחר הטיפול היו בממוצע 10.5 מג"ל ונעו בטווח ערכים של 1-50 מג"ל.

מערכת אי"מ בת שני שלבים מתוארת ע"י White (1995). שלב ראשון במערכת גורם להפחתת ריכוזי צח"ב, המתבצעת ביעילות של 84-95%. לאחר הפחתת ריכוז הצח"ב עוברים המים לאגן

נוסף שמטרתו (מבחינת מיבנהו) הפחתת ריכוזי אמוניה. יעילות הרכקת האמוניה בחלק זה היא כ- 70%.

בכל האגנים הירוקים המלאכותיים ישנו מעגל פחמן המייצר רמות נמוכות של BOD (3-1 מ"ג/ליטר), המגדירות את הגבול התחתון של BOD-5 שניתן להגיע אליו במי הקולחים. מקורם של ערכי ה-BOD בגבול התחתון הוא בצמחית האגן הנרקבת. יש להניח שבמערכות ללא צמחיה ניתן יהיה להגיע לערכים סופיים נמוכים מאלו.

2.4.2. הרחקת החנקן

החנקן מהווה אלמנט חשוב לקיום חיידקים. הוא מהווה כ- 12% מהמשקל היבש של הביומסה ונדרש למטבוליזם החיידק לשם ייצור חלבונים חיוניים, חומצות גרעין ולבניית פולימרים המרכיבים את דופן התא.

החנקן מופיע בשפכים כ- 2 סוגים כלליים:

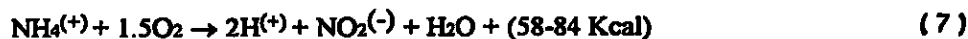
- א) הצורות המחזורות - בהן מופיע כ- N אורגני או כ- $\text{NH}_4^{(+)}$.
- ב) הצורות המחומצנות בהן החנקן מופיע כ- $\text{NO}_2^{(-)}$ וכ- $\text{NO}_3^{(-)}$.

בשפכים עירוניים וגם בסוגים שונים של שפכים תעשייתיים, הצורות הנפוצות של החנקן הן הצורות המחזורות.

ארבעה תהליכים ביולוגיים מעורבים בסילוק החנקן מהמים: ניטריפיקציה, דניטריפיקציה, אמוניפיקציה ואסימילציה. מנגנון ההרחקה העיקרי לחנקן במערכות הטיפול הביולוגיות הוא מנגנון הניטריפיקציה-דניטריפיקציה.

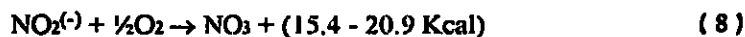
2.4.2.1. ניטריפיקציה

תהליך זה מורכב משני שלבים. בשלב ראשון אמוניה מתחמצנת לניטריט על פי המשוואה:



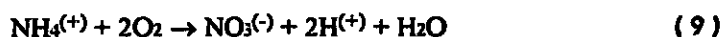
שלב אי מתבצע ע"י 5 סוגי חיידקים אוטוטרופיים כאשר העיקרי מביניהם הוא ה- *Nitrosomonas* וארבעת האחרים הם *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosoglea*, ו- *Nitrosocystis*. בנוסף, קיימים חיידקים הטרוטרופים אשר גם תורמים לחימצון האמוניה, אך במידה זעירה.

בשלב ב' מתחמצן הניטריט לניטרט על פי המשוואה:



שלב ב' מתבצע גם כן ע"י חיידקים אוטוטרופיים כאשר העיקרי הוא Nitrobacter והמשני הוא Nitrocystis. מבין שני השלבים, שלב א' של הפיכת אמוניה לניטריט הוא השלב האיטי יותר ולכן מהווה גורם מגביל לקצב התהליך.

המשוואה הכללית עבור תהליך הניטריפיקציה השלם:



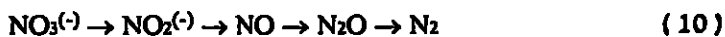
(פלד, 1984)

פטריות משתתפות גם כן בתהליך הניטריפיקציה כאשר תנאי הסביבה חומציים. בתנאים ניטרליים או בסיסיים, הדומיננטים הם החיידקים (Hammer and Knight, 1994).

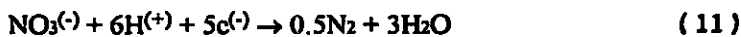
2.4.2.2. דניטריפיקציה

קיימים חיידקים דניטריפיקנטיים אוטוטרופיים והטרוטרופיים אנאירובים אשר מחזרים את הניטרט לצורות פחות מחומצנות.

כלל התהליך מורכב ממספר שלבים (Degre'mont, 1991):



והתהליך המסכם נראה כך:



ארבעה גורמים משפיעים על קצב הדניטריפיקציה:

א. טמפ' משפיעה על פי המשוואה

$$\Gamma_T = \Gamma_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (12)$$

Γ_T = קצב הריאקציה ב- $T^\circ\text{C}$ (מ"ג $\text{NO}_3^{(-)}$ המחוזר בשעה)

θ = קבוע הנקבע באופן ניסויי וערכו עבור טמפ' של $5-27^\circ\text{C}$ הוא 1.116

ב. חמצן מומס. נוכחותו מעכבת דניטריפיקציה. O_2 בריכוז הגבוה מ- 0.5 מג"ל נמצא כריכוז הגבולי שמעליו העיכוב הופך משמעותי.

ג. ה- pH האופטימלי הוא 7-8.2.

ד. הצורה בה מופיע הפחמן בשפכים וריכוזו.

2.4.2.3. אמוניפיקציה

אמוניפיקציה הינה תהליך הפיכת חנקן אורגני לאמוניה. קצב התהליך תלוי בריכוז האמוניה במים.

2.4.2.4. אסימילציה

אסימילציה היא תהליך בו חיידקים משתמשים באמוניה ובחנקן אורגני עבור סינתזת ביומסה. התהליך חשוב יותר בטיפול בשפכים תעשייתיים המכילים מעט חנקן, אך לא מספיק עבור שפכים עירוניים המכילים חנקן רב מכדי שכולו ישמש לסינתזה (Degre'mont, 1991).

2.4.2.5. קריטריונים להרחקת חנקן

הגורמים העיקריים המשפיעים על סילוק חנקן בעזרת מערכות טיפול עם זרימה הוריונטלית תחתית, הם זמן שהייה ומעבר החמצן.

ריכוז החמצן הינו גורם מגביל עבור ניטריפיקציה. היות וניטריפיקציה של 1 מג"ל אמוניה צורכת 4.2 מג"ל חמצן, מתן אפשרות למעבר חמצן אל תוך המים, הוא גורם חשוב בתכנון המערכת. עיקר החמצן מגיע דרך האטמוספירה.

איימ בעלי משטר זרימה תחתית, אינם יעילים בסילוק חנקן בגלל המחסור בחמצן במערכות אלו. הרחקת החנקן במערכות בעלות זרימה תחתית היא בדייק 30-40%. במערכות זרימה עילית, בהן העומסים ההידראוליים נמוכים יותר, זמן המגע ארוך יותר ותדירות החמצן טובה יותר, הרחקת החנקן מגיעה לעיתים קרובות מעל ל- 50%. יעילות נמוכה זו היא הבעיה העיקרית של מערכות הזרימה התחתית.

דוגמה לבעיה זו מתוארת ע"י Hammer (1995). במערכת איימ עם זרימה תחתית, שבה ערכי DO נמוכים מנעו ניטריפיקציה יעילה והמערכת לא הצליחה להפחית כנדרש את ריכוזי האמוניה. על ידי זרימה ורטיקלית וצינורות איזור ניתן להגדיל את ריכוז החמצן במים ולהגביר את תהליכי הניטריפיקציה. החנקן יכול להיות מורחק גם ע"י צמחים ולהשתלב לתוך הביומסה.

Urbanic-Bercic and Bulc (1995) מתארים הרחקת תרכובות חנקן במערכות איימ. כאשר נעשה שימוש במצע שאיפשר חדירת חמצן אטמוספרי למים, וריכוזי ה- DO היו בממוצע 3.3 מג"ל, נצפתה ירידה של 75% בריכוזי האמוניה, וריכוזי הניטרט עלו מ- 0.2 ל- 0.5 מג"ל. עובדה זו העידה על קיום פעילות ניטריפיקנטית במצע. בסוג מצע אחר התפתחו תנאים אנאירובים וריכוזי האמוניה שנמדדו ביציאה מהמיתקן, היו גבוהים מאשר בכניסה (4.2 לעומת 5.6 מג"ל), אך לעומת זאת היתה ירידה בריכוזי הניטרט והחנקן האורגני ב- 73% ו- 56% בהתאמה.

תנאי החמצן השונים הדרושים עבור ניטריפיקציה ודניטריפיקציה, מהווים בעייה בהשגת פירוק מלא של החנקן. Hammer and Knight (1994) מתארים פתרון אפשרי לבעיה בעזרת שימוש באי"מ בעלי עומקים משתנים, כאשר עומק רדוד מספק סביבה אירובית עבור ניטריפיקציה ואילו עומק מים עמוק מספק סביבה אנאירובית עבור דניטריפיקציה. תכנון נכון של מערכות הזרימה האופקית התחתית, מבחינת מתן האפשרות לחזירת חמצן, ישפיעו לחיוב על הרחקת החנקן.

זמן שהייה הדרוש לסילוק משמעותי של חנקן הוא 8-14 ימים ואף יותר. House et al. (1994) מתארים זמן שהייה של 5-7 ימים לשם הרחקת חנקן כללי לרמות נמוכות מ-10 מג"ל.

גם לטמפי השפעה על סילוק חנקן מהמים. הניטריפיקציה פוחתת בטמפי מים הנמוכה מ-10°C. Jenssen et al. (1994) במחקרם על אי"מ, מציינים שכאשר הטמפי ירדה בחורף ל-7°C, ירדה יעילות הרחקת תרכובות החנקן ביותר מ-50%, יחסית לעונת הקיץ. לעומת זאת לא ניצפה שינוי ביעילות הרחקת תרכובות הזרחן, היות ורובו מורחק ע"י ספיחה ושיקוע במצע ולא ע"י פעילות ביולוגית כמו הרחקת החנקן, המעוכבת ע"י טמפי נמוכות. טמפי גבוהות מ-40°C גם יורידו את קצב הניטריפיקציה.

pH נמוך מ-6 יוריד את יעילות הניטריפיקציה, כשמתחת ל-5 pH הניטריפיקציה הופכת זניחה (Hammer and Knight, 1994). דניטריפיקציה אופטימלית מתרחשת בתנאים אנאירובים ובטמפי של 25-26°C.

2.4.3. הרחקת הזרחן

אחת המטרות של מערכות אי"מ בעלי זרימות מים עילית, היא הרחקת זרחן, בעוד שמערכות בעלות זרימה תחתית מתוכננות בעיקר להפחתת ריכוזי מוצקים מרחפים ו-BOD. הבדל תכנוני זה משתקף בכושר הרחקת הזרחן של שני סוגי המערכות. מרבית מערכות הזרימה העילית מניבות קולחים שבהם ריכוז פוספט כללי נמוך מ-1 מג"ל, בעוד הריכוזים היוצאים ממערכות זרימה תחתית משתנים. אולם, גם בתוך מערכות הזרימה העילית ניתן להבחין בתנודות משמעותיות ביעילות ההרחקה, כיוון שזו תלויה בהרכב הקרקעית ובסוג התנאים השוררים בה.

2.4.3.1. מנגנוני ההרחקה

הרחקת הזרחן באגנים ירוקים מלאכותיים מתרחשת בעיקר כתוצאה מריאקציות ספיחה, קומפלקסציה, ושיקוע עם אלומיניום, ברזל, קלציום וחלקיקי חרסית (House et al., 1994) (clay), וכן כתוצאה מהצטברות של חומר אורגני על כבול. לכן, בקרקעות המכילות אלומיניום, ברזל, סידן או חרסית, הזרחן יוצר קומפלקס עם אותם חומרים, שוקע ומסולק מהמים (Brix, 1994).

הוספת יונים שונים ותרבות אלומיניום למערכת יכולה גם היא לשפר את יעילות הרחקת הזרחן. דוגמה לשיקוע זרחן בנוכחות אלומיניום במים מתוארת להלן:



רמת התומציות של הקרקע משפיעה אף היא על הרחקת הזרחן, כאשר קרקע חומצית תקלוט פחות זרחן. בתנאים אנאירובים בקרקעית, פחות זרחן יוכל להספח לקרקעית וסילוקו ירד. זמן השהייה משפיע גם הוא על יעילות ההרחקה (Gale et al., 1994).

מצע בעל שטח פנים גדול הוא בעל פוטנציאל ללכוד ולהחזיק את הזרחן (Davies and Cottingham, 1993) אך קיים גבול עליון ליכולת המצע לספוח זרחן. כאשר המצע מגיע לגבול זה, הוא מפסיק להיות אפקטיבי בסילוק זרחן (House et al., 1994). עיקר קליטת הזרחן נעשית ב-5 ס"מ העליונים של הקרקעית. על פי Jenssen et al. (1993), סילוק הזרחן אינו מושפע מטמפ' כיון שאינו תלוי ברובו בפעילות ביולוגית. לעיתים יעילות הרחקתו אף יורדת כאשר הביופילם מכסה באופן מסיבי את מצע הפילטר ומפריע לספיחה טובה של הזרחן למצע.

פעילות ביולוגית מרחיקה זרחן במידה מועטה מאד, אלא אם כן תוכנן הפילטר באופן ספציפי למטרה זו. לשם כך יש לספק תנאים אנאירובים ובהמשך הטיפול לשנותם לאירובים. הפעילות הביולוגית מתבטאת בצבירה של זרחן בביומסה עד לרמות של 10-11% ממשקל יבש. כאשר מגיע המירבג למצב של Steady state אין הרחקה "נטו", כיון שכמות הזרחן הנקלטת מקורה בזרחן המשתחרר למים עם תמותת הביומסה (Davies and Cottingham, 1993).

2.4.4. הרחקת מוצקים מרחפים

מוצקים מרחפים מורחקים בד"כ ביעילות, הן בזרימה אופקית עילית והן בזרימה אופקית תחתית.

ריכוזי הכניסה של מוצקים מרחפים משתנים החל מרמות מאד נמוכות (מתחת ל- 20 מ"ג/לליטר) במערכות זרימה עילית הנבנות בד"כ לטיפול שלישוני, ועד לרמות בינוניות וגבוהות במערכות זרימה תחתית הנבנות בד"כ עבור טיפול שניוני. הריכוזים ביציאה קטנים מ- 20 מ"ג/לליטר ולרוב קטנים מ- 10 מ"ג/לליטר. בדרך כלל מרבית החומר המרחף מורחק קרוב מאד לנקודת הכניסה למערכת.

2.4.4.1. מנגנוני ההרחקה

בשני סוגי האגנים תהליך ההרחקה מבוסס על עיקרון סינון, שיקוע ולכידת החומר במצע (Sapakota and Bavor, 1994), אולם בכל אחד מסוגי האגנים מתבצע הסינון באחריותו של גורם שונה:

במערכות הזרימה העילית, סינון המוצקים המרחפים נעשה ברובו הודות לנוכחות הצמחים, אשר תורמים להאטת הזרימה ומאפשרים סינון ושיקוע. לעומת זאת, במערכות הזרימה התחתית הסינון והשיקוע מתאפשרים הודות למצע עצמו, המהווה את מדיום הסינון.

הסינון על ידי המצע, המבוצע במערכות הא"מ בעלות הזרימה התחתית, יעיל יותר מהסינון ע"י הצמחיה ולכן מהווה יתרון לסוג מערכות אלה, אולם למערכות הזרימה העילית נפח אגירת מוצקים גדול יותר מנפח מערכות הזרימה התחתית, כיוון שהן אינן מלאות במצע.

קיימת חשיבות לנקבוביות המצע במערכות הזרימה התחתית, מבחינת כושר סילוק המוצקים המרחפים (Tanner and Sukias, 1995). בעבודה זו מתוארת הרחקת רוב פרקציית המוצקים המרחפים ב- 100 מ"מ העליונים של המצע שבאזור הכניסה לאגן. במאמרם של Davies and Cottingham (1993) קיים אישור נוסף לעובדה זו.

לפירוק ביולוגי יש גם חלק בהרחקת המוצקים המרחפים. סילוקם נעשה כריאקציה מסדר ראשון. הסילוק ניתן לתיאור מתמטי בעזרת המודל של Reed מ- 1988 שפותח עבור הרחקת צח"ב (ראה סעיף 2.6).

מנגנון השיקוע תלוי במידה רבה בגודל החלקיקים המורחקים ובמהירות הזרימה. Sapakota and Bavor (1994), בעבודתם על מערכות זרימה אופקית דרך מצע גרנולרי (ללא צמחים) כתהליך מלטש לאחר טיפול ב-Trickling Filter, עשו שימוש במהירות זרימה של 0.013 מ"שניה דרך חצץ גס שהוכנס ל- 6 המטרים הראשונים של המערכת (מתוך 15 מ'). בחלק זה של אגן הזרימה, שהיה בעל מהירות זרימה איטית יותר, הורחקו רוב המוצקים המרחפים. שיעור ההרחקה שנמדד היה

30-83%. מנגנוני השיקוע הגרוויטציוני פועלים רק על חלקיקים שגודלם עולה על 5 מיקרומטר. שיעור ההרחקה פרופורציוני לגודל החלקיק אשר קובע את מהירות השיקוע, על פי חוק סטוקס וכן פרופורציוני למהירות הזרימה. עבור חלקיקים הקטנים מ- 1 מיקרומטר, יעילות ההרחקה עולה עם הירידה בגודל עקב תנועת בראון (תנועה אקראית).

2.4.4.2. סתימת המירבג

הבעיה העיקרית שעשויה להתפתח במירבג, עקב הרחקת מוצקים, היא סתימת המרווחים שבין גרגרי המצע ופריצת מים אל פני השטח במערכות זרימה תחתית (ראה סעיפים 2.2.2 ו-2.2.3).

2.5. החמצן המומס

ריכוז החמצן המומס (DO) במים מהווה את אחד הגורמים העיקריים המשפיעים על יכולת הטיהור הביולוגית של מים המכילים זיהום אורגני. הפעילות הביולוגית צורכת חמצן מומס לשם חימצון החומר האורגני שבמים.

מרבית הבעיות בתיפעול ביופילטרים מתעוררות מסיבות הקשורות בריכוזיו. השפעתם השלילית של ריכוזי חמצן נמוכים משמעותית עוד יותר בארצות חמות, שם טמפ' מים גבוהה מאפשרת מצד אחד ריכוזי רוויה נמוכים, (יחסית לטמפ' קרות יותר) ומצד שני מעודדת תהליכים ביולוגיים הצורכים חמצן מומס ומגדילים את הגרעון בו (Huang and Liu, 1993).

2.5.1. ריכוז הרוויה

ריכוז החמצן המכסימלי במים מושפע משני גורמים אביוטיים עיקריים: טמפ' המים ומליחותם (ריכוז הכלורידים). גורם נוסף המשפיע, הוא לחץ חלקי של החמצן באטמוספירה, בהתאם לחוק Henry הקובע שריכוז הרוויה של גז כלשהו פרופורציוני ליחס החלקי של הגז באויר. החוק מתואר מתמטית ע"י:

$$C_s = K_h * P_p \quad (14)$$

C_s = ריכוז רוויה (מג"ל)

P_p = לחץ חלקי של הגז באויר

K_h = קבוע הנרי

המשוואה האמפירית בעזרתה ניתן למצוא את ריכוז הרוויה הצפוי של DO היא:

$$C_s = (0.68 - 0.0006 * T_c) * (1 - 0.000009 * a) * (P - P_w) / (T_c + 35) \quad (15)$$

$$\begin{aligned}
 \text{ריכוז DO ברוויה (mg/l)} &= C_s \\
 \text{טמפי (}^\circ\text{C)} &= T_c \\
 \text{ריכוז כלורידים (mg/l)} &= a \\
 \text{לחץ גז אבסולוטי (mmHg)} &= P \\
 \text{לחץ אדים של המים (mmHg)} &= P_w
 \end{aligned}$$

על פי חישוב זה הוכנה טבלה המרכזת את ריכוזי רוויות החמצן כתלות בטמפי המים ובמליחותם (Fair et al., 1968).

בגופי מים מתרחשים בו זמנית תהליכים המעלים את ריכוז החמצן המומס במים (ראוקסידציה) ותהליכים המפחיתים את ריכוזו (דאוקסידציה).

2.5.2. תהליכי הראוקסידציה

התהליכים אשר גורמים להעלאת ריכוז החמצן המומס במים, הם דיפוזיה של חמצן אטמוספרי ופוטוסינתזה.

2.5.2.1. דיפוזיה טבעית

התהליך המעלה את ריכוז ה-DO הוא בראש ובראשונה מעבר חמצן מן האטמוספירה אל המים באמצעות תהליך דיפוזי, הודות למגע ישיר בין שטח פני המים לאטמוספירה. קיימת תיאוריה הקרויה "Stationary Liquid Film Theory" הטוענת שבגבול בין אויר לנוזל ישנה שכבה דקה בעובי של מס' מולקולות בלבד, בה מתרחש מכניזם המעבר בהתאם לגרדיאנט הריכוזים.

קצב הדיפוזיה תלוי בגודל הגרדיאנט ביחס ישר ומבוטא ע"י חוק Fick :

$$dm/dt = D_L \cdot A \cdot dc/dx \quad (16)$$

dm/dt = קצב הדיפוזיה (השינוי במסה עם הזמן)

A = השטח דרכו נעשית הדיפוזיה

D_L = מקדם הדיפוזיה

dc/dx = מפל הריכוזים

חוק פיק תקף לא רק עבור חמצן אלא גם עבור דיפוזיה של חומרים אחרים.

D_L תלוי בגודל המולקולה ביחס הפוך: ערכו יורד עם עליית גודל המולקולה. תלות חיובית קיימת בין D_L לבין טמפי המים.

שיעור התמוססות החמצן האטמוספרי תלוי בריכוז ה-DO הקיים במים, על פי המשוואה:
 $dC/dt = k * (C_s - C)$ (17)

ריכוז DO במים (מג"ל)
 $k =$ קבוע הראוקסידציה

2.5.2.2 דיפוזיה מזורזת - מפלים

ניתן להעלות את ריכוז ה-DO מעבר לתהליך הדיפוזיה הטבעי, בעזרת אמצעים מלאכותיים אשר תפקידם אחד: הגדלת שטח המגע בין המים לאויר, פעולה שתתרום להגדלת דיפוזיית החמצן למים ועליית ריכוז ה-DO.

הדיפוזיה המזורזת נעשית בעזרת אמצעים הפועלים על עיקרון של נפילת מים גרוויטציונית אל תוך גוף המים, תוך יצירת עירבול. זוגמה לכך הם מפלים הניבנים בנקודות כניסת המים אל מתקני טיפול, או מפלים הנבנים לאורך תוואי זרימת הנחל לשם הגדלת ריכוז החמצן במים ושיפור יכולת הטיהור העצמית של הנחל (Peterson et al., 1992).
 גובה מקובל של מפל מלאכותי נע בסביבות 1-3 מ' (Fair et al., 1968) כאשר זמן החשיפה של המים לאויר (הקובע את רמת איזור המים ע"י המפל) נקבע לפי המשוואה:

$$t = (2 \cdot h / g)^{0.5} \quad (18)$$

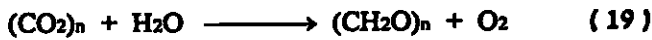
$t^2 = 2h/g$	h	t	$t =$ זמן החשיפה (שניות)
$h = g t^2 / 2$	1	0.45 s	$h =$ גובה המפל (מ')
	2	0.6 s	$g =$ תאוצה גרביטציונית (מי/שניה ²)

Hammer (1995) מתאר מערכת אי"מ המורכבת ממספר תאים כשהמעבר בין תא לתא נעשה ע"י מפל שתפקידו להגדיל את ריכוז ה-DO. באמצעות שינוי גובה המפל, ניתן לשלוט על ריכוז החמצן שבמים (Nakasone and Ozaki, 1995).

הגדלת קצב הדיפוזיה ניתנת להשגה גם ע"י אמצעים נוספים כגון: החדרה דיפוזיית של בועות אויר לתוך המים בעזרת צינורות המזרימים אויר לתוכם. ככל שהבועות קטנות יותר, שטח הפנים גדל וקצב המעבר מהיר יותר. אמצעים מכניים כמו פרופלור או גלגל הטבול חלקית במים וסיבובו גורם לעירבול והכנסת אויר למים. אמצעים המפזרים ומתיזים טיפות מים באויר לשם הגדלת שטח המגע בין השניים.

2.5.2.3 פוטוסינתזה

גורם נוסף התורם לעליית ריכוז ה-DO הוא התקיימות אצות על המצע ובמים (Wetzel, 1993). בתהליך זה מקובע CO₂ לחומר אורגני ועי"י פירוק מים מקבלים חמצן, על פי המשוואה הבאה :



קצב הפוטוסינתזה הוא פונקציה של עוצמת האור.

2.5.3 תהליכי הדאוקסידציה

ישנם תהליכים במים הגורמים להורדת ריכוז החמצן. תהליכים אלו הם חימצון חומר אורגני במים ונשימה אירובית של אורגניזמים אקוטיים.

מי נחל נקיים מצויים באופן טבעי במצב של רווית חמצן או קרוב לרוויה. זיהום המים בשפכים המכילים חומר אורגני, גורם להתרבות מיקרואורגניזמים המבצעים תהליכי חימצון בקצב מהיר. החמצן המומס נצרך ע"י המיקרואורגניזמים וריכוזו במים יורד (Hinton and Stensel, 1995). במים בעלי עומסים אורגנים גבוהים, תהליך החימצון גובר עד לצריכת כל החמצן מהמים ויצירת תנאים אנאירובים. תנאים אלו גורמים לריחות רעים (בעיקר עקב היווצרות תרכובות גופרית מחוזרות) ולפגיעה בבתי הגידול הטבעיים שבנחל.

כל נחל מוגבל בכמות החומר האורגני אותו הוא יכול להכיל בלא שתיגרס פגיעה בנחל. כל עוד הנחל מצוי מתחת לגבול זה, מתקיים בו טיהור עצמי ברמה מספקת, המשפר את איכות המים עי"י תהליכים ביולוגים: צריכת מזהמים לבניית ביומסה, פיזיקלים: מיהול, עירבול והסעה של מזהמים, ספיחת יונים ומולקולות לחלקיקים ושיקוע חלקיקים לקרקעית ותהליכים כימיים: ניטרול חומצות ובסיסים, שווי משקל התמוססות וחמצן מומס. (מפלים בנחל ישפרו את יכולת הטיהור העצמי שלו).

2.5.4 עקום גרעון החמצן

תהליכי הראוקסידציה והדאוקסידציה הקורים בנחל בו זמנית, יוצרים תבנית מסויימת של ריכוז ה-DO לאורך מסלול הזרימה. תבנית זו קרויה "עקום גרעון החמצן - DO sag" (ציור 3). היא תוארה מתמטית עי"י Streeter & Phelps (1925) :

$$D = L_0 * k_1 / (k_2 - k_1) * (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 * e^{-k_2 t} \quad (20)$$

$$\begin{aligned}
 k_1 &= \text{קבוע הדאוקסידציה} \\
 L_0 &= \text{ריכוז חומר אורגני בשפכים (mg/l BOD)} \\
 k_2 &= \text{קבוע הראוקסידציה} \\
 D &= \text{גרעון חמצן מומס בזמן t (mg/l)} \\
 D_0 &= \text{גרעון חמצן מומס התחלתי בנקודת כניסת השפכים (mg/l)}
 \end{aligned}$$

הביטוי $(e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) / (k_2 - k_1) * L_0 * k_1$ מבטא את תהליך הדאוקסידציה ואילו הביטוי $D_0 * e^{-k_2 t}$ מבטא את תהליך הראוקסידציה.
 k_1 הוא פונקציה של הטמפ'. k_2 גם הוא פונקציה של הטמפ' אך מושפע בעיקר מעירבול הנחל וממהירות זרימתו. (Fair et al., 1968 . Viessman and Hammer, 1993).

O'Connor (1958) מתאר מתמטית את מציאת קבוע הראוקסידציה :

$$k_2 = (D_L * U)^{0.5} / H^{1.5} \quad (21)$$

$$\begin{aligned}
 D_L &= \text{מהירות דיפוזיית החמצן במים ב-20}^\circ\text{C} \\
 U &= \text{מהירות זרימת המים (מ.שניה)} \\
 H &= \text{עומק הנחל (מ')}
 \end{aligned}$$

השפעת הטמפ' על k_2 מתוארת כ :

$$k_{2T} = k_{2-20} * 1.047^{T-20} \quad (22)$$

$$\begin{aligned}
 k_{2T} &= \text{קבוע הראוקסידציה בטמפ' } T^\circ\text{C} \\
 k_{2-20} &= \text{קבוע הראוקסידציה בטמפ' } 20^\circ\text{C}
 \end{aligned}$$

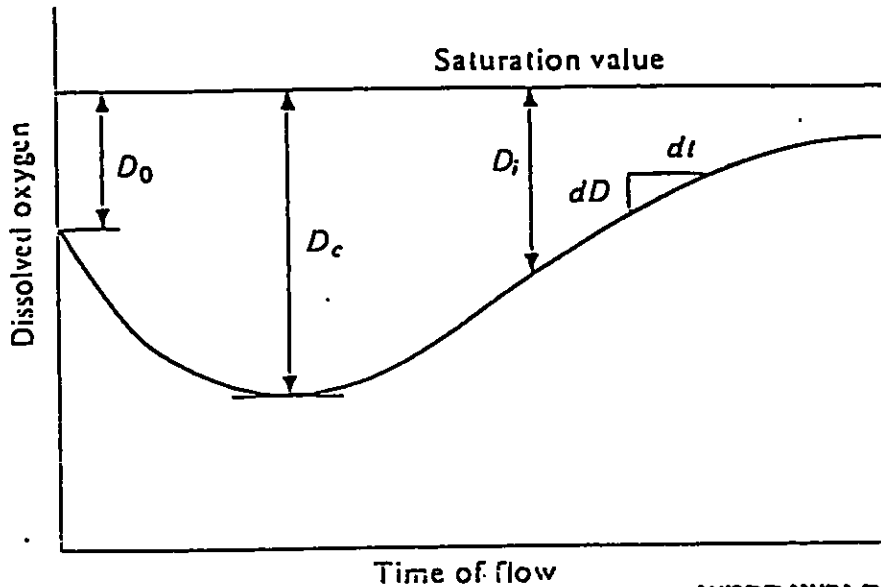
ערכי k_2 נעים בין 0.2-10 ליום, כאשר ערך נמוך מייצג נחלים עמוקים בעלי זרימה איטית ואילו ערך גבוה מייצג נחלים רדודים עם זרימה מהירה.
את k_1 ניתן לחשב על פי מבחן BOD הנלקח מספר ימים ברציפות והוא משקף את הקצב בו ניצרך החמצן ע"י המיקרואורגניזמים (Viessman and Hammer, 1993).

קיימות על העקום 2 נקודות חשובות מבחינה הנדסית :

1. הנקודה הקריטית - D_c , בה הגרעון בחמצן הוא מכסימלי (מינימום ריכוז חמצן במים). נקודה זו מצויה בסופה של ירידה מתמשכת בריכוז ה-DO, ובה קצב השינוי בגרעון הוא אפס ($dd/dt = 0$) וקצב הדאוקסידציה שווה בערכו לקצב הראוקסידציה :

$$(k_1 \cdot L) = (k_2 \cdot D) \quad (23)$$

החל מנקודה זו מתחילה עליה בריכוז ה-DO.
 2. נקודה חשובה שניה על העקום היא הנקודה בה קצב עליית ריכוז ה-DO (dD/dt) הוא
 מכסימלי. נקודה זו קרויה D_i (Fair et al., 1968).



ציור 3 : עקום גרעון החמצן.

2.6. מודל מתמטי לסילוק צח"ב

מודל לסילוק צח"ב במערכות בעלות זרימה תחתית אופקית הוצע ע"י Reed (1988) לאור תצפיות ממספר גדול של אי"מ. על פי תצפיות אלו, נתקבלה דעיכה אקספוננציאלית ברמות ריכוזי המזהם ביחס למרחק לאורך האגן, מנקודת הכניסה ועד ליציאה. תצפית זו מתאימה למודל מסדר ראשון, כאשר קצב ההרחקה פרופורציוני לריכוז המזהם. מתקבל יחס אקספוננציאלי בין ריכוזי הצח"ב היוצאים מהמערכת לבין אלו הנכנסים אליה.

$$C_e/C_o = \exp(-Kt \cdot A \cdot d \cdot n / Q) \quad (24)$$

C_e = ריכוז צח"ב בשפכים היוצאים (mg/l).

C_o = ריכוז צח"ב בשפכים הנכנסים (mg/l).

Kt = קבוע הריאקציה מסדר ראשון התלוי בטמפ' (1/d).

$A =$ שטח פנים של הפילטר (m^2)

$n =$ נקבוביות המצע

$d =$ עומק המצע (m)

$Q =$ ספיקה ממוצעת (m^3/d)

(Brix, 1994 . Lekven et al., 1993)

זמן השהייה (t) מובע בנוסחה ע"י $A \cdot d \cdot n / Q$ ביחידות של ימים כך שמתקבלת המשוואה הסופית :

$$C_e/C_o = \exp(-K_t \cdot t) \quad (25)$$

מחקרים רבים הראו שניתן להשתמש במודל אמפירי זה לצורך חישובי הרחקת צחי"ב ממערכות של זרימה תחתית דרך מצע פרוזיבי. הנתונים מצביעים על כך שניתן להשתמש במודל זה גם עבור הרחקת זרתן כללי. מאידך, ספק אם ניתן לתאר את קינטיקת הרחקת החנקן כריאקציה מסדר ראשון.

ערכי הקצב הממוצעים להרחקת צחי"ב (K_{bio}) גבוהים עד פי 5 במערכות זרימה תחתית מאשר במערכות בעלות זרימה עילית. תופעה זו נגרמת בעיקר עקב העובדה ששטח המגע הזמין לגידול מיקרוביאלי גדל יותר במערכות זרימה תחתית (Brix, 1994).

תחום ערכי ה- K_t נע בין 0.8-1.1 $1/d$ עבור מצעים פרוזיביים (Crites, 1994).

2.7. פרמטרים תכנוניים ותפעוליים במערכות זרימה אופקית

מלבד הגורמים שתוארו עד כה (מצע, חמצן, טמפי וכד'), קיימים גורמים נוספים המשפיעים על סילוק המזהמים מתוך המים העוברים דרך המירבג. בתכנון ותפעול מערכת מירבג ביולוגי יש להכיר את מרכיביה התכנוניים והתפעוליים. בכדי להשיג תוצאות טיפול טובות יש להתחשב במרכיבים הנ"ל תוך התאמתם למטרות אותן אמורה המערכת להשיג.

2.7.1. יחס אורך:רוחב

רוחב האגנים ייקבע על פי קצב הזרימה ההידראולי. האורך ייקבע על פי זמן השהייה הנתון לסילוק המזהמים.

הגדלת רוחב אגן הזרימה יקטין את היחס אורך:רוחב. על פי Lekvan et al. (1993), יחס נמוך מהווה יתרון במערכות טיפול בעלות זרימה אופקית תחתית, משיקולים הידראוליים, היות והגדלת רוחב אגן הזרימה תגדיל את חתך הרוחב דרכו זורמים המים. הדבר יקטין את מהירות הזרימה וישפר יעילות הטיפול במים. באותו מאמר מצוינת העובדה שעיקר הטיפול מתבצע ב- 20 המטרים הראשונים של המערכת ולכן הארכת אגן הזרימה מעבר לאורך זה הינו בבחינת בזבז משאבים. עם זאת, רוחב אגן זרימה גדול מדי הינו בבחינת חיסרון, משום שיגרום לזרימה בלתי אחידה בנפח האגן. זרימה כזו תוביל ליצירת אזורים באגן, בהם הזרימה תהיה נמוכה ולניצול בלתי יעיל של נפח אגן הזרימה.

Sapkota and Bavor (1994) השתמשו בפילטר גרנטורי אופקי (ללא צמחים) במידות : 15 מ' אורך, 4 מ' רוחב ו- 0.5 מ' עומק (עומק המים היה 0.4 מ'), אשר שימש ביעילות להרחקת מוצקים מרחפים (86%-30 הרחקה).

Hammer (1995) מתאר סקר שנערך על 200 אי"מ בארה"ב ולפיו יחס אורך: רוחב ממוצע למערכות זרימה תחתית הוא 6:1. באותו מאמר מתוארת מערכת בעלת יחס 0.23, כלומר רוחב האגן גדול פי 5-4 מאורכו. מערכת זו לא נמצאה כיעילה בהרחקת מזהמים. Tchobanoglous (1993) מדבר על יחס מקובל של 4:1 - 10:1.

אורך תעלת הזרימה משפיע על יעילות סילוק החומר האורגני מהמים. על פי May et al. (1990) הירידה הכללית בריכוז המזהמים לא נעשית ביחס ישר לאורך המירבג אלא מושפעת משינויי ריכוז החמצן המומס אשר עולים עם ההתרחקות מנקודת הכניסה. ריכוזי חמצן גבוהים יגדילו מסה מיקרוביאלית של אוכלוסיות אירוביות היעילות יותר בניצול החומר האורגני מהמים, כך שעיקר ההרחקה מתחילה במרחק של 10-25 מ' מנקודת הכניסה.

2.7.2 שטח פנים וחתך רוחב

שטח הפנים הדרוש למערכת ייקבע ע"פ :

$$A=Q(\ln Co-\ln Ct)/K_{\text{BOD}} \quad (26)$$

$$A = \text{שטח פני המצע (m}^2\text{)}$$

$$Q = \text{ספיקה (m}^3\text{/d)}$$

$$Co = \text{ממוצע ריכוז צח"ב נכנס (mg/l)}$$

$$Ct = \text{ממוצע ריכוז צח"ב יוצא (mg/l)}$$

$$K_{\text{BOD}} = \text{קבוע קצב הרחקת הצח"ב (m/d)}$$

(Lekven et al., 1993 . Cooper, 1993)

שטח חתך הרוחב של הפילטר מחושב לפי רוחב התעלה כפול עומק המצע. הוא מתוכנן על פי שלושה גורמים: ספיקה, מהירות זרימה הנקבעת ע"י המוליכות ההידראולית והשיפוע.

ע"י משוואה הגזורה מחוק דארסיי ניתן למצוא את שטח החתך האופטימלי:

$$A = Q / K_f / (dH/dS) \quad (27)$$

$$A = \text{חתך רוחב (m}^2\text{)}$$

$$Q = \text{ספיקת השפכים (m}^3\text{/d)}$$

$$K_f = \text{מוליכות הידרואולית כשהמירבג בשל (m}^2\text{/m}^2\text{d)}$$

$$dH/dS = \text{שיפוע המצע (Lekven et al., 1993 . Cooper, 1993 . Bulter et al., 1990)}$$

שטח הפנים של מערכות אי"מ בעלות זרימה תחתית קטן בד"כ (פחות מ- 5 דונם) והעומסים ההידראוליים גבוהים יותר, מאשר במערכות בעלות זרימה עילית. (Brix, 1994)
 עומס הידראולי מקובל בשימוש הינו בסביבות 0.08-0.09 מ"ק למ"ר ליום עבור מערכות זרימה אנכית תחתית (לעומת 0.03 עבור מערכות זרימה עילית) (Brix, 1994).
 על פי גרין וספראי (1994), העומס ההידראולי המקובל נע בין 0.025 ליותר מ- 0.1 מ"ק למ"ר ליום.

2.7.3 שיפוע

Cooper (1993) ממליץ להשתמש בשיפוע המינימלי ביותר שיאפשר זרימת מים דרך המצע. לדוגמה, במערכת אי"מ שתוארה ע"י Hammer (1995) נעשה שימוש בשיפוע של 1.2%. טווח שיפועים מקובל בזרימה תחתית הוא 0-2% (Knight et al., 1993).

2.7.4 אופן כניסת המים למערכת

חשוב לאפשר את פיזור המים בכניסה למערכת. הדרך הפשוטה לעשות זאת היא ע"י צינור מחורר, כאשר בצרוף לו ניתן להשתמש בחצץ גדול בגודל של 50-200 מ"מ הממוקם בכניסה למערכת בלבד. החצץ הגס גורם לפיזור נוסף של השפכים הנכנסים, לכל רוחב חתך הפילטר (Cooper, 1993).

גרין וספראי (1994) השתמשו למטרה זו בגודל חצץ של כ- 50 מ"מ שהוכנס ל- 2 המטרים הראשונים והאחרונים במערכת, בעוד שבשאר חלקי המערכת נעשה שימוש בגודל חצץ של 8-30 מ"מ. בעבודה על אי"מ, שנערכה ע"י Sapkota and Bavor (1994), נעשה שימוש בגודל חצץ של 30-40 מ"מ, ב- 6 המטרים הראשונים, לעומת גודל של 4-14 מ"מ בשאר המערכת.

אספקת המים לפילטר יכולה להעשות בצורות שונות. ישנה אפשרות של אספקת שפכים רציפה ובקצב קבוע. אספקה בדרך זו מונעת התכסות כבדה של המצע עקב גדילה מסיבית של הביופילם. אספקת שפכים באופן מנתי מאפשרת תקופות מנוחה בין מנה למנה ויכולה להוות יתרון מבחינת הגדלת יעילות האיוורור, כאשר העומס האורגני כבד. כמוכן יש להקפיד ולמנוע את התייבשות המירבג.

2.7.5. זמן שהייה

תחום ערכיו של זמן השהייה במערכות זרימה תחתית נע בין 2-7 ימים (Crites, 1994). זמן שהייה של 4-5 ימים נמצא כדרוש למערכת אי"מ המיועדת לטפל בנפח מי שפכים ביתיים של כ- 400 מ"ק ליום, כפי שמתואר במאמרו של Hammer (1995) בעבודה שנערכה ב-Tennessee (ארה"ב). הכרחי להגדיל את זמן השהייה בחורף עקב האטת תהליכים ביולוגים (Jenssen et al., 1993).

Tanner (1994) מציין את התלות הישירה בין זמן השהייה לבין הרחפת המזהמים: נמדדה הרחפת מוצקים מרחפים בעילות של 40%, אשר גדלה עד 90% עם הגדלת זמן השהייה של המים במערכת. כנייל גם לגבי הרחפת צחי"ב (70-90%) וחנקן כללי (40-90%). הרחפת זרחן כללי עלתה עם הגדלת זמן השהייה, עד גבול מסוים שמעליו אחוז ההרחפה החל לרדת (30-80%). ההסבר מיוחס לקיבולת המכסימלית של המצע בספיחת הזרחן. על פי גרין וספראי (1994), זמן השהייה הנחוץ עבור הרחפת צחי"ב ומוצקים מרחפים הוא 1-2 יום. זמן שהייה ארוך יותר יאפשר הרחפה חלקית של תרכובות חנקן.

2.7.6. עומס אורגני ומוצקים מרחפים

עומס צחי"ב במערכות אי"מ בעלות זרימה תחתית, על פי Crites (1994), אסור שיעלה על 7.5 ק"ג צחי"ב לדונם ליום.

על-פי גרין וספראי (1994), עומס אורגני המקובל לטיפול באי"מ בעלות זרימה תחתית, נע בין 5.5-14 ק"ג צחי"ב לדונם ליום.

גם ערכי המוצקים המרחפים צריכים להישאר נמוכים וזאת בכדי למנוע את סתימת אזור הכניסה למערכת, אשר תגרום לזרימה עילית לא רצויה.

מבדיקות שנערכו על מערכות אי"מ בעלות זרימה תחתית, בארה"ב ובבריטניה, נמדדו ערכי הצחי"ב באתרי הכניסה אל האגנים. נמצא שכאשר מעלים את ערכי הצחי"ב מעל לגבול מסוים מתרחשת סתימת המצע באזור הכניסה למערכת, הגורמת לפריצת מים החוצה בזרימה עילית. הערכים שנבדקו נעו בין 0.02-8 ק"ג צחי"ב למ"ר (חתך רוחב) ביום, כשהגבול מעליו מתרחשות סתימות נמצא כ- 0.2 ק"ג צחי"ב למ"ר ביום. ניסויים שנערכו באוסטרליה קבעו את רמת

המוצקים המרחפים המכסימלית המומלצת על מנת למנוע את סתימת אזור הכניסה, כ- 0.08 ק"ג צח"ב למ"ר (חתך רוחב) ביום (Crites, 1994).

2.7.7. אופי השפכים

אופי השפכים יקבע את הרכב האוכלוסיה שתפתח. היות והפעילות בפילטר היא ביולוגית ברובה, חשוב שהשפכים לא יכילו מרכיבים אשר יעכבו פעילות זו ולכן רצוי לבצע במידת הצורך טיפול קדם בשפכים טרם הכנסתם לפילטר, על מנת להשיג יעילות טיהור מכסימלית. בעבודה שנערכה על מודל נחל, אשר באה לבחון את יכולת הנחל לטפל בסילוק זיהום אורגני, מציינים Zagorc-Koncan and Dular (1994) את חשיבות אדפטציית המיקרואורגניזמים לאופי השפכים. כאשר היו המיקרואורגניזמים מאוקלמים לסוג השפכים, החל הפירוק הביולוגי מיד עם הכנסת השפכים למערכת וביעילות, אך כאשר שונה הרכב השפכים, היה צורך בתקופת איקלוס של 2.5 ימים שרק לאחריה החל פירוק ביולוגי אינטנסיבי.

2.7.8. סחרור

סחרור הקולחים דרך מירבג בעל אוכלוסיה מיקרואורגניזמית מקובעת, תפקידו לגרום מעבר נוסף של המים דרך המירבג לשם העלאת יעילות הטיפול בסילוק החומר האורגני (Tchobanoglous, 1993). זאת להבדיל מתהליך הבוצה המשופעלת, בה הסחרור תפקידו גם לשמור על ריכוז הביומסה במערכת.

הסחרור מאפיין מירבגים מהירים המטפלים בעומסים אורגניים גבוהים. טיפול עם סחרור של 100% מתואר ע"י Lekven et al. (1993). הוא מציין את ההשפעה החיובית של הסחרור על יעילות הטיפול.

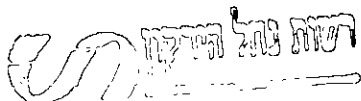
2.7.8.1. השפעת הסחרור על הרחקת הצח"ב - מודלים מתמטיים:

Rankin פיתח את המודל לסילוק צח"ב של Reed : $Ce/Co = \exp(-Kt * t)$ (ראה סעיף 2.6) תוך התבססות על עבודה עם עומס הידראולי מכסימלי של $1.13 \text{ m}^3/(\text{m}^2 * \text{h})$ + סחרור :
 $Ce = Co / (2R+3)$ (28)

$R =$ יחס הסחרור

מודל NRC (National Research Council)

זהו מודל אמפירי המבוסס על נתונים רבים שנאספו במתקני Trickling filter אמריקאים. פקטור F הינו פקטור הסחרור, המבטא את תוספת היעילות שמקבלים הודות לסחרור חלק מהקולחים. הוא כולל בתוכו את יחס הסחרור R ואת פקטור P המשקף את כמותו וזמינותו של החומר



האורגני לאחר כל מעבר דרך הפילטר, ביחס לריכוזו הראשוני. F מושפע מ-R ומ-P על פי המשוואה:

$$F = (1+R) / [1+(1-P)*R]^2 \quad (29)$$

$$R = Q_R / Q \quad (30) \quad \text{את R נמצא ע"י היחס:}$$

=Q ספיקה הנכנסת למיתקן

= Q_R ספיקת הסחרור

תחום ערכי R נע בין 0.5-3 כאשר הערכים המקובלים בתכנון הם 1-2.

הנוסחה הסופית מגדירה את יעילות הפילטר בהרחקת הצח"ב כ:

$$E = 100\% / [1+0.0561*(W/(V*F))^{0.5}] \quad (31)$$

E = יעילות הרחקת צח"ב ב- 20°C באחוזים

W = עומס צח"ב על המירבג

V = נפח המצע

נוסחת NRC מתייחסת גם למיתקן המורכב משני מירבגים בטור:

$$E = 100\% / \{1+[0.0561/(1-E_1)]*[W_2/(V*F)^{0.5}]\} \quad (32)$$

המקום במערכת ממנה יישאבו המים לסחרור וכן יחס הסחרור, ייקבע על פי מבנה המירבג. ניתן למיין מירבגים (Trickling filter) בהתאם למיבנם, על פי החלוקה הבאה:

1. מירבג סטנדרטי- מורכב משיקוע ראשוני, ואחריו טיפול שניוני המורכב מהמירבג ומשיקוע שניוני. עומסים אורגניים מקובלים בטיפול הינם כ- 0.22 Kg BOD/(m²*d).

2. מירבג מהיר- מורכב מאותן יחידות כמו המירבג הסטנדרטי, אך כאן מהירות הסינון אינה מאפשרת ניצול ביולוגי אופטימלי של המזהמים ולכן חלק מהקולחים היוצאים מהמירבג וכן חלק מהבוצה, מסוחררים לתחילת התהליך אל השיקוע השניוני. גם חלק מקולחי השיקוע השניוני מועברים לתחילת התהליך. מירבג כזה יכול לטפל בעומסים אורגניים הגבוהים פי 5

מאשר המירבג הסטנדרטי. עומסים אורגנים מקובלים בטיפול הינם כ- $1 \text{ Kg BOD} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

3. שני מירבגים בטור- בשימוש עבור עומסים אורגנים גבוהים. מאופיין בסחרור חלק מהקולחים. אם קיים אגן שיקוע שניוני רק לאחר המירבג השני, אזי הקולחים נלקחים לסחרור לאחר השיקוע השניוני, או לאחר מירבג א', אל תחילת התהליך (השיקוע הראשוני). כאשר קיים שיקוע גם אחרי המירבג הראשון וגם לאחר השני, הסחרור מתבצע מאגן השיקוע השניוני שלאחר מירבג א', אל תחילת התהליך וכן מסותררים קולחים מאגן השיקוע השניוני שלאחר מירבג ב' ומועברים שוב דרך מירבג זה. (פלד, 1984. Degre'mont, 1991).

2.8. דוגמאות למערכות מירבגים בזרימה אופקית תחתית לטיפול במי נחלים

נהר Des-Plaines (אילינוי)

מחקר זה נערך בנהר Des-Plaines באילינוי (ארה"ב) כפי שמתואר ע"י Kadlec et al. (1994). הנהר סווג כמוהם למחצה. הבעיה העיקרית היתה עכירות שנבעה מריכוז מוצקים מרחפים גבוה של 59 מג"ל וכן עומס נוטריינטים- חנקן וזרחן. לצורך הטיפול נבנו בסמוך לנהר 8 איימ בשטח 16-29 דונם ובעומק מכסימלי של 0.9 מ'. משאבה שקועה שאבה מים מהנהר אל המתקן. ספיקת המשאבה (34 מ"ק/דקה) מהווה 25% מהספיקה השנתית הממוצעת של הנהר. לאחר המעבר דרך המערכת, נמדד שיפור משמעותי באיכות המים מבחינת ריכוזי המוצקים המרחפים. אחוז ההרחקה היה 88%. עיקר השיקוע התרחש באזור הכניסה למערכת. נמדדה הרחקה טובה של תרכובות הזרחן מהמים וריכוזיו ירדו מ- 100 ל- 25 ppb. את תרכובות החנקן לא הרחיקה המערכת בצורה יעילה. ריכוזי חנקן אורגני של 0.6 מג"ל שנמדדו במים הנכנסים למתקן, כמעט ולא השתנו ביציאה. לעומת זאת נצפתה הרחקה טובה של ניטרט (ריכוזים של 1.22-2.36 מג"ל הופחתו ב- 91%-66%), עקב תהליכים דניטריפיקנטים. תהליך מיקרוביאלי זה נראה יעיל באי"מ עם עומסים הידראולים נמוכים יותר המאפשרים זמן שהייה ארוך יותר.

עפ"י מחקר זה ניתן לומר שאי"מ הינם מועמדים אפשריים לשיפור איכות מי נחלים מזוהמים עקב יכולתם להרחיק מוצקים מרחפים ונוטריינטים, אך מיגבלתם העיקרית היא התהליכים הניטריפיקנטים הדורשים חמצן. הרחקות צח"ב לא נבדקה במחקר זה, אך על פי מחקרים אחרים שנעשו, מסוגלות מערכות דומות להרחיקו בצורה טובה.

